



SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET

KEMISK VATTENKVALITET VID BEVATTNING

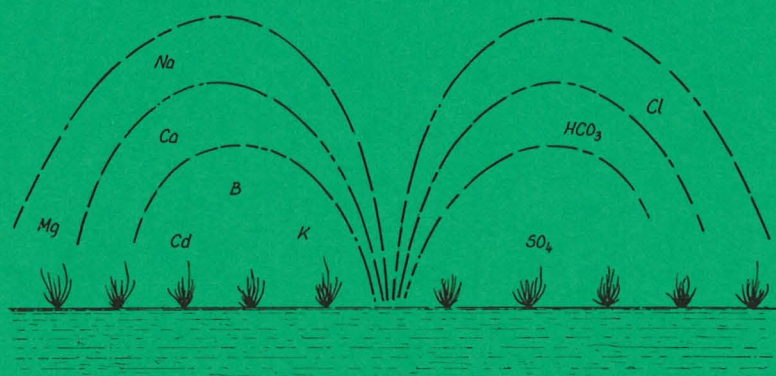
Chemical Quality of Irrigation Water

Jenny Kreuger

VÄGLEDNING FÖR BEDÖMNING AV KEMISK VATTENKVALITET VID BEVATTNING

Evaluation of Chemical Quality for Irrigation Water

August Håkansson och Jenny Kreuger



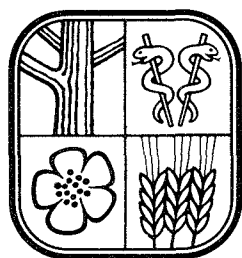
Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för lantbrukets hydroteknik
Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Agricultural Hydrotechnics

Rapport 149
Report

Uppsala 1986

ISSN 0348-1816

ISBN-91-576-2759-2



SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET

KEMISK VATTENKVALITET VID BEVATTNING

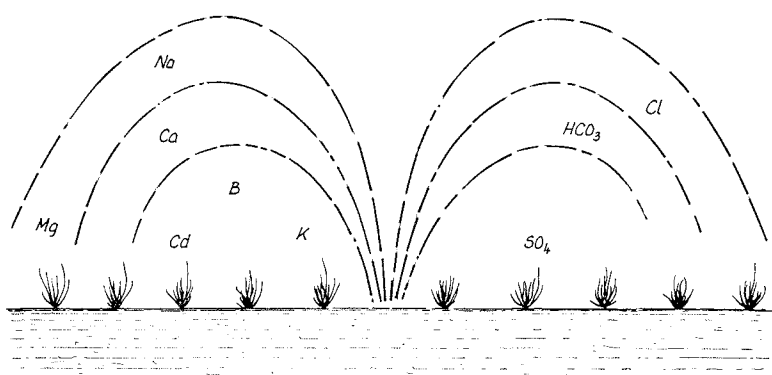
Chemical Quality of Irrigation Water

Jenny Kreuger

VÄGLEDNING FÖR BEDÖMNING AV KEMISK VATTENKVALITET VID BEVATTNING

Evaluation of Chemical Quality for Irrigation Water

August Håkansson och Jenny Kreuger



Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för lantbrukets hydroteknik
Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Agricultural Hydrotechnics

Rapport 149
Report

Uppsala 1986

ISSN 0348-1816

ISBN-91-576-2759-2

FÖRORD

Bevattningsens ökade omfattning under senare år har aktualiserat frågor rörande vattenförsörjningen. En kunskapsuppbyggnad på detta område har framstått som angelägen, och en rad delområden omfattande olika hydrologiska, tekniska och juridiska frågor har bearbetats och resultaten redovisats i denna skriftserie. Här kan nämnas rapporterna 94, 95, 96, 100, 107, 110, 119, 127, 139 och 149. Titlarna framgår närmare av den sist i denna rapport upptagna skriftförteckningen.

I fråga om vattenkvalitetsfrågorna har tidigare de hygieniska aspekterna behandlats av Eva Jonsson i rapport 107. Nu föreliggande två uppsatser tar upp frågor rörande främst den kemiska vattenkvaliteten. Syftet har varit att utnyttja internationellt kunnande och knyta det till inhemska erfarenheter.

Agr.dr Harry Linnér har med sin mångåriga erfarenhet av bevattningsdärvid medverkat med värdefulla synpunkter under arbetets gång och vid granskning av manuskripten. Ingenjör Hans Johansson har framställt figurmaterialet och Margit Zetterberg har svarat för renskrift och arrangering av text och figurer.

Arbetena ingår som en del i projektet "Vattenförsörjning vid bevattningsdärvid med undertecknad som projektledare. Lantbrukets fond har lämnat ekonomiskt stöd till projektet.

Uppsala den 11 februari 1986

August Håkansson

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	Sid.
Förord	3
Begreppsförklaringar och diverse samband	7
KEMISK VATTENKVALITET VID BEVATTNING	
Jenny Kreuger	
Innehållsöversikt och sammanfattning	9
I. Viktiga kemiska kvalitetsegenskaper hos bevattningsvatten	10
Salthalt	10
pH-värde	13
Suspenderat material	13
Organiskt material	13
Koncentrationen av vissa katjoner och anjoner	14
Koncentrationen av vissa spårämnen	16
Natriumadsorptionskvot - adj. SAR	17
II. Vattenkvalitetens inverkan på marken	18
Salthaltigt vatten	18
pH-värde	23
Suspenderat material	23
Organiskt material	24
Natrium, kalcium och magnesium - adj. SAR	25
Övriga joner och spårämnen	31
III. Vattenkvalitetens inverkan på växten	33
Salthaltigt vatten	33
Suspenderat material	37
Vissa joner och spårämnen	37
IV. Olika aktuella typer av bevattningsvatten i vårt land	41
Ytvatten	41
Grundvatten	45
Avloppsvatten	50
Östersjövatten	57

VÄGLEDNING FÖR BEDÖMNING AV KEMISK VATTENKVALITET VID BEVATTNING August Håkansson och Jenny Kreuger	Sid.
Innehållsöversikt och sammanfattning	61
I. Exempel på riktlinjer för olika klimatområden	61
II. Vägledning för svenska förhållanden	64
Grödors salttolerans	64
Utvärdering av total salthalt	66
Genomsläpplighet	69
Olika joners giftighet	70
Bekämpningsmedel	73
Produktkvalitet	74
Suspenderade ämnen	75
Saltnedtvättning	75
Provtagning för vattenanalys	75
Litteraturförteckning	75

BEGREPPSFÖRKLARINGAR OCH DIVERSE SAMBAND

Anjon	Negativt laddad jon.
BOD, BS	Biokemisk syreförbrukning (Biochemical Oxygen Demand): Mått på vattnets innehåll av organiskt material; mäter förbrukning av syre vid biokemisk oxidation av ämnen i vatten; anges i mg syre/liter. I Sverige bestäms vanligen värdet som syreförbrukning under 5 dygn och kallas då BOD ₅ . Lösligt BOD åsyftar det värde som erhålls från enbart de lösta ämnena i vattnet.
CEC	Katjonbyteskapacitet: Mått på en jords totala förmåga att binda katjoner; anges i me/100 g jord.
COD, KS	Kemisk syreförbrukning (Chemical Oxygen Demand): Mått på vattnets innehåll av organiskt material; mäter förbrukning av syre vid kemisk oxidation med permanganat eller dikromat av ämnen i vatten; anges i mg syre/liter.
EC	Specifik ledningsförmåga eller konduktivitet (Electrical Conductivity): En lösningens förmåga att leda elektrisk ström; ger ett mått på salthalten; anges i millisiemens/m (mS/m).
EC _w	Specifik ledningsförmåga i vatten; anges i mS/m.
EC _{sw}	Specifik ledningsförmåga i markvätska; anges i mS/m.
EC _e	Specifik ledningsförmåga i mättat jordextrakt. Ett jordprov tillsättes destillerat vatten i en mängd motsvarande ungefär dubbla fältkapaciteten, varur sedan provet för bestämning av EC _e extraheras; anges i mS/m.
ESP	Procentandelen utbytbart natrium (Exchangeable Sodium Percentage): Anger hur stor del av CEC som utnyttjas av natrium; $Na \times 100/CEC$; anges i %.
Katjon	Positivt laddad jon.
me/l	Milliekvivalenter/liter (kan även skrivas mekv/l, mval/l eller meq/l): Beräknas genom att dividera koncentrationen uttryckt i mg/l med den s.k. ekvivalentvikten för en jon (ekvivalentvikten är lika med atom- eller formelvikten dividerad med antalet laddningar).
mg/l	Milligram/liter; är ungefär detsamma som engelskans "parts per million" (ppm); $mol/m^3 \times \text{atom- eller formelvikten} = mg/l$.
mS/m	Millisiemens/meter: Mått på konduktivitet (EC); kan uttryckas på ett flertal olika sätt; relationen mellan olika uttrycks-sätt är följande: $1 \text{ mS/m} = 0,01 \text{ dS/m} = 0,01 \text{ mS/cm} = 10 \text{ } \mu\text{S/cm} = 0,01 \text{ mmhos/cm}$.
OP	Osmotiskt tryck (Osmotic Pressure): Anges i atmosfärer (atm).
SAR	Natriumadsorptionskvot (Sodium Adsorption Ratio): SAR-värde för ett bevattningsvatten används för att förutsäga eventuella strukturproblem i marken p.g.a. natriumanrikning; beräknas enligt ekvationen: $SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}}$; koncentrationen av Na, Ca, Mg anges i me/l.

adj. SAR	Justerad natriumadsorptionskvot (Adjusted Sodium Adsorption Ration): adj. SAR används på samma sätt som SAR men har justerats så tillvida att ekvationen även tar hänsyn till bevattningsvattnets förmåga att lösa ut kalk från marken och därigenom öka tillgången på kalcium, eller tvärtom att kalcium i bevattningsvattnet i kontakt med marken faller ut i svårslösliga föreningar och därmed minskar tillgången på kalcium (se sid. 17 och 25).
SS	Suspenderat material, ej filtrerbara ämnen (Suspended Solids): Mått på mängden uppslammade organiska och oorganiska partiklar, t.ex. alger och lermineral; anges i mg/l.
TDS	Total salthalt (Total Dissolved Solids): Mäter den totala mängden lösta salter; anges i mg/l.
TOC	Totalmängd organiskt kol (Total Organic Carbon): Mått på vattnets innehåll av organiskt material; mäter innehållet av organiskt kol; anges i mg kol/l.

Diverse samband

Ledningsförmåga: (se sid. 14)	$EC_{sw} \approx 2 EC_e$ $EC \text{ mS/m} = 10 \times me/l$
Koncentration:	$mg/l = \text{ekvivalentvikt} \times me/l$ $mg/l = \text{atom-el. formelvikt} \times mol/m^3$
Osmotiskt tryck:	$OP \text{ (atm)} \approx 0,0036 \times EC \text{ (mS/m)}$
Total salthalt:	$TDS \text{ mg/l} \approx 6,4 \times EC \text{ (mS/m)}$ $1000 \text{ mg/l} \approx 0,1 \text{ viktsprocent salt}$
Hårdhet:	$^{\circ}dH = 0,13 Ca + 0,23 Mg$

KEMISK VATTENKVALITET VID BEVATTNING

Jenny Kreuger

Abstract. Chemical quality of irrigation water is discussed in general and with special reference to actual waters and conditions in Sweden. Methods to evaluate waters for irrigation are reviewed. The effects of salinity and sodium on soil structure are described as well as plant response and tolerance to salinity and special toxic constituents in the water. Key words: Irrigation, water, chemical quality, soil and plant.

INNEHÅLLSÖVERSIKT OCH SAMMANFATTNING

Uppsatsen behandlar viktiga kemiska kvalitetsegenskaper hos bevattningsvatten och vattenkvalitetens betydelse för mark och växter. Vidare ges en översiktlig bild av olika aktuella typer av bevattningsvatten i vårt land.

I tabell 1 förtecknas de vanligast förekommande mätvariablerna vid bedömning av kemisk vattenkvalitet. Höga salthalter i bevattningsvattnet försvårar i hög grad växternas vattenupptagning. Tabell 6 anger salttoleransen efter groddplantstadiet hos olika växter. Höga adj. SAR-värden kan förorsaka försämrad markstruktur och därmed minskad genomsläpplighet.

Vattnets pH-värde har under våra förhållanden på de flesta jordar ringa betydelse vid bevattning i normal omfattning. Detsamma gäller tillförseln av suspenderat material och organiskt material.

Enskilda ämnen, t.ex. bor eller tungmetaller, kan leda till att grödan eller de som äter grödan skadas. Likaså kan det i synnerhet på lättare jordar, men på sikt även på tyngre jordar, ske en utlakning till djupare jordlager och grundvattenmagasin.

Att använda ytvatten eller grundvatten för bevattning innebär under svenska förhållanden normalt sett inga problem. Man kan dock ibland påträffa salthaltigt vatten i vattendrag nära kusten liksom vid grundvattenuttag i kusttrakter.

Lokala utsläpp från industrier och kommunala reningsverk kan orsaka höga halter av framförallt vissa tungmetaller. Man bör därför vara uppmärksam på att vattnets lämplighet för bevattning kan påverkas nedströms utsläppspunkterna. Den allmänna försurningen bidrar till ökad växttillgänglighet och förekomst av vissa metaller i försurningsdrabbade områden.

Användning av avloppsvatten för bevattning inom jordbruket förekommer ännu så länge i mycket liten omfattning i vårt land. Det är främst kommunalt avloppsvatten och avloppsvatten från vissa livsmedelsindustrier som tilldrar sig intresse. Avloppsvattnets sammansättning uppvisar stora variationer från plats till plats. Det är därför omöjligt att utan föregående analyser ge några generella omdömen om avloppsvattens lämplighet som bevattningsvatten. Vid utnyttjande av kommunalt avloppsvatten är det framförallt tungmetallinnehållet som kan begränsa användningsmöjligheterna.

Östersjövatten kan under vissa förutsättningar användas som bevattningsvatten. Man bör emellertid avstå från att bevattna på lerjordar, möjligen med undantag för permanenta betesvallar och kalkrika moränleror. Dessutom bör man endast bevattna salttoleranta grödor, typ sockerbetor, korn, raps och vissa vallväxter.

1. VIKTIGA KEMISKA KVALITETSEGENSKAPER HOS BEVATTNINGSVATTEN

Vid bedömning av bevattningsvattens kvalitet ur kemisk synpunkt är följande mätvariabler viktiga:

1. Salthalt
2. pH-värde
3. Suspenderat material
4. Organiskt material
5. Koncentrationen av vissa katjoner och anjoner
6. Koncentrationen av vissa spårämnen
7. Natriumadsorptionskvot - adj. SAR

Utvärderingen av vattnets lämplighet får sedan ske med beaktande av gröda, jordart, klimat, dräneringsförhållanden och bevattningsteknik. I tabell 1 ges en mera utförlig förteckning av mätvariabler för bedömning av kemisk vattenkvalitet. Vid utvärdering av avloppsvatten kan dock listan utökas, bl.a. med avseende på vissa organiska föreningar.

Salthalt

Vattnets salthalt är ett viktigt mått vid bedömning av kvaliteten. En ökning av vattnets salthalt ökar det osmotiska trycket i markvätskan. Växten får därmed svårare att ta upp vatten. Denna osmotiska effekt är beroende av den totala koncentrationen av lösta salter snarare än av koncentrationen av vissa specifika joner.

Tabell 1. Mätvariabler vid bedömning av kemisk vattenkvalitet för bevattningsvatten.

Mätvariabel	Symbol	Enhet
Total salthalt	TDS	mg/l
Ledningsförmåga	EC	m S/m
Surhetsgrad	pH	-
Suspenderat material	SS	mg/l
Organiskt material mätt som		
biokemisk syreförbrukning,	BOD	mg O ₂ /l
kemisk syreförbrukning,	COD	mg O ₂ /l
totalhalt organiskt kol	TOC	mg C/l
Kalcium	Ca ²⁺	mg/l eller me/l
Magnesium	Mg ²⁺	" " "
Natrium	Na ⁺	" " "
Kalium	K ⁺	" " "
Ammonium	NH ₄ ⁺	" " "
Bikarbonat	HCO ₃ ⁻	" " "
Karbonat	CO ₃ ²⁻	" " "
Sulfat	SO ₄ ²⁻	" " "
Klorid	Cl ⁻	" " "
Nitrat	NO ₃ ⁻	" " "
Totalkväve	tot. N	mg/l
Totalfosfor	tot. P	"
Totalsvavel	tot. S	"
Bor	B	"
Järn	Fe	"
Mangan	Mn	"
Aluminium	Al	"
Tungmetaller, t.ex. Cd, Zn, Cu, Pb, Hg och As.		"
Natriumadsorptionskvot	adj. SAR	

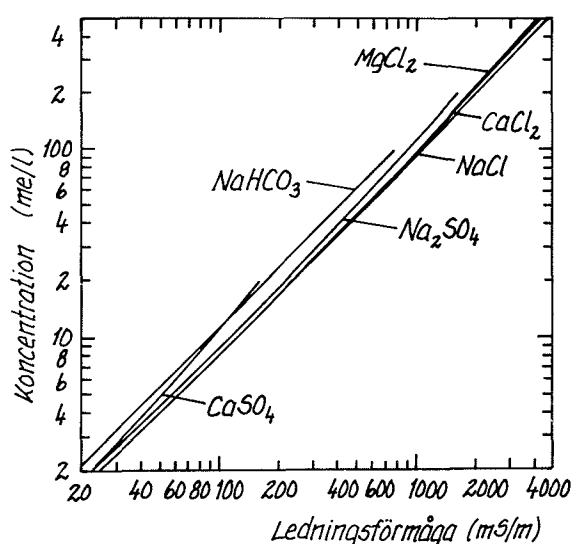
Det finns två vanliga metoder att mäta saltkoncentration:

1. Mätning av total salthalt (TDS, Total Dissolved Solids), dvs. totalmängden lösta salter. Ett vattenprov filtreras och indunstas sedan vid en viss temperatur. Återstoden väges och vikten anges i mg salt/liter. Denna metod är mindre lämplig om vattnet innehåller bikarbonatjoner, då omkring hälften av bikarbonaten försvinner vid torkningen.

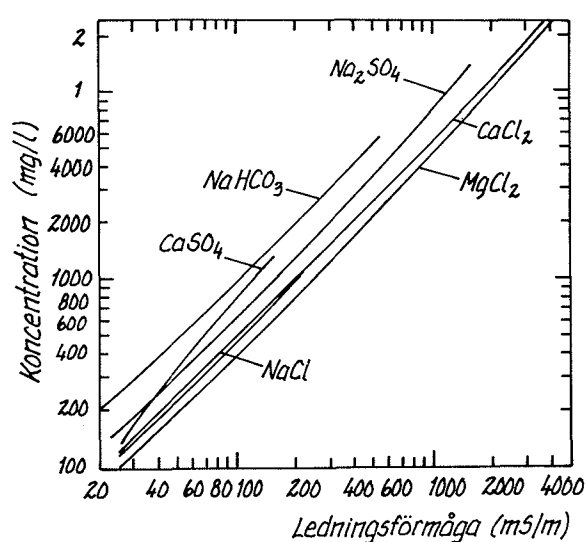
2. Mätning av den specifika ledningsförmågan (EC, Electrical Conductivity), även kallad konduktivitet. Elektroder som placeras i vattenprovet mäter vattnets förmåga att leda elektrisk ström. Ju större mängd upplösta salter som finns i vattnet, desto bättre leds ström i vattnet. Ett saltfattigt vatten har alltså låga värden och ett saltrikt höga. Temperaturen har stor betydelse för resultatet. Inom området 20-25°C ökar ledningsförmågan ca 2-2,5 % per grad. Därför relaterar man alltid resultaten till en viss temperatur, numera 25°C.

Enligt svensk standard skall ledningsförmåga anges i mS/m (millisiemens per meter). I litteraturen finner man dock ett flertal olika sätt att uttrycka ledningsförmåga, t.ex. dS/m (decisiemens per meter), μ S/cm (mikrosiemens per centimeter), mS/cm (millisiemens per centimeter) eller mmhos/cm (millimhos per centimeter). Relationen mellan de olika uttryckssätten framgår av följande exempel: EC i ett grundvatten är 25 mS/m = 0,25 dS/m = 0,25 mS/cm = 250 μ S/cm = 0,25 mmhos/cm.

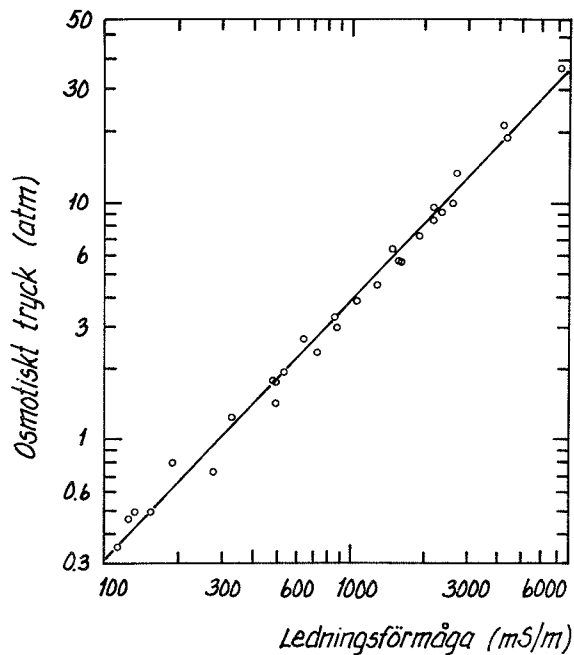
Samband mellan ledningsförmåga och saltkoncentration hos olika saltlösningar (i me/l och i mg/l) visas i fig. 1 och 2. När koncentrationen anges i mg/l är kurvorna mera spridda än när den anges i me/l. Ledningsförmågan beror nämligen på antalet joner i lösningen och inte på deras vikt, under det att koncentrationen i mg/l beror på båda delarna ($\text{mg/l} = \text{me/l} \times \text{ekvivalentvikt}$). Så länge salthalten understiger 1000 mS/m råder det ett linjärt samband mellan salthalt (TDS) och konduktivitet (EC): $\text{TDS (mg/l)} \approx 6,4 \times \text{EC (mS/m)}$.



Figur 1. Samband mellan saltkoncentration (me/l) och ledningsförmåga hos olika saltlösningar (Shainberg & Oster, 1978).



Sambandet mellan elektrisk ledningsförmåga och osmotiskt tryck (OP, Osmotic Pressure) i markvätskan framgår av fig. 3. Det kan även anges på följande sätt: $OP \text{ (atm)} \approx 0,0036 \times EC \text{ (mS/m)}$.



Figur 3. Samband mellan ledningsförmåga och osmotiskt tryck i markvätskan (Shainberg & Oster, 1978).

pH-värde

pH-värdet är ett mått på vattnets surhetsgrad. Ju lägre värden desto högre vätejonkoncentration.

Suspenderat material

Att mäta vattnets innehåll av suspenderat material (SS, Suspended Solids) ger ett mått på massan hos den mängd partiklar i ett vattenprov som vid filtrering kvarhålls i ett speciellt standardiserat filter, dvs. ej filtrerbara ämnen. Man får sålunda upplysning om mängden uppslammade organiska och oorganiska partiklar, t.ex. alger och lermineral. SS anges i mg/l. Höga halter kan ge problem med igensättning av bevattningsutrustningen och med igenslamning av vattnets infiltrationsvägar i marken.

Organiskt material

I biologiskt förorenat vatten är innehållet av organiskt material oftast stor. När det bryts ned förbrukas syre vilket kan leda till syrebrist i marken. Det organiska materialet består av en rad olika naturliga och ofta även syntetiska organiska föreningar. Dessa identifieras vanligen inte speciellt utan istället beräknas den totala mängden organiskt material.

Det vanligaste måttet på vattnets innehåll av organiskt material är biokemisk syreförbrukning (BOD), som ger ett indirekt mått. Bakterier som finns närvarande i vattnet förökar sig och andas under syreförbrukning i förhållande till mängden lättillgänglig föda (organiskt material). BOD beräknas som den mängd syre som förbrukas under 5 dagar, kallat BOD_5 och anges i $mg\ O_2/l$. Metoden är tidskrävande. För låga BOD-värden kan erhållas genom att vissa organiska föreningar bryts ner mycket långsamt eller genom förekomst av toxiska substanser som stör bakterieaktiviteten. I BOD ingår inte oxiderbara kväveföreningar såvida inte nitrifikationsbakterier finns närvarande eller har tillsatts.

Ett annat mått på vattnets innehåll av organiskt material är kemisk syreförbrukning (COD). Vid tillsats av permanganat eller dikromat till vatten oxideras organiskt material. COD anges i $mg\ O_2/l$. BOD och COD mäter båda mängden oxiderbart material i vattnet men under så olika förhållanden att de sällan ger samma värde.

Ett tredje allt vanligare sätt att bestämma mängden organiskt material är att mäta innehållet av organiskt kol (TOC). Det är den del av ett prov som i form av koldioxid erhålls vid förbränning. Denna analys tar endast några minuter, men kräver dyrbar utrustning. TOC mäter endast innehållet av kol och inte dess oxidationsstadium. TOC anges i $mg\ C/l$ (Dean & Lund, 1981).

I biologiskt förorenat vatten finns dessutom ofta ett syrebehov för oxidation av ammonium och organiskt kväve till nitrat. I de fall avloppsvatten innehåller höga halter av sulfid, reducerat järn eller andra syreförbrukande föreningar kan likaledes syrebehovet vara större än de konventionella mätmetoderna anger. Inget av detta brukar dock analyseras (Bouwer & Chaney, 1974).

Koncentrationen av vissa katjoner och anjoner

De viktigaste katjonerna av intresse är kalcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), natrium (Na^+) och kalium (K^+). Kaliumkoncentrationen är vanligen låg, under $1\ me/l$, men kan i vissa vatten t.ex. från livsmedelsindustrin nå höga halter. Förhållandet mellan natrium och kalcium plus magnesium är ett viktigt mått på den eventuella risken för problem med markens struktur och genomsläpplighet. Se vidare under adj. SAR, sid. 17.

De viktigaste anjonerna är bikarbonat (HCO_3^-), sulfat (SO_4^{2-}) och klorid (Cl^-). Om pH-värdet överstiger 8,3 kan även koncentrationen av karbonat

(CO_3^{2-}) bli betydelsefull. Koncentrationen av katjoner och anjoner anges i me/l eller i mg/l.

I tabell 2 presenteras en lista över atom- eller formelvikt samt ekvivalentvikt för olika joner och i tabell 3 anges några omvandlingsfaktorer.

Tabell 2. Atom- eller formelvikt samt ekvivalentvikt för olika joner.

		Atomvikt eller formelvikt	Ekvivalentvikt
<u>Katjoner</u>			
Väte	H^+	1,0	1,0
Ammonium	NH_4^+	18,0	18,0
Natrium	Na^+	23,0	23,0
Magnesium	Mg^{2+}	24,3	12,2
Kalium	K^+	39,1	39,1
Kalcium	Ca^{2+}	40,1	20,1
Mangan	Mn^{2+}	54,9	27,5
Järn	Fe^{2+}	55,8	27,9
<u>Anjoner</u>			
Nitrat-kväve	$\text{NO}_3^- \text{-N}$	14,0 (N)	14,0
Fosfat-fosfor	$\text{H}_2\text{PO}_4^- \text{-P}$	31,0 (P)	31,0
Sulfat-svavel	$\text{SO}_4^{2-} \text{-S}$	32,0 (S)	16,0
Klorid	Cl^-	35,5	35,5
Nitrit	NO_2^-	46,0	46,0
Karbonat	CO_3^{2-}	60,0	30,0
Bikarbonat	HCO_3^-	61,0	61,0
Nitrat	NO_3^-	62,0	62,0
Sulfat	SO_4^{2-}	96,0	48,0

Tabell 3. Omvandlingsfaktorer

Svavel:	$\text{SO}_4^{2-} \times 0,33 = \text{SO}_4 \text{-S}$
Fosfor:	$\text{H}_2\text{PO}_4^- \times 0,33 = \text{H}_2\text{PO}_4^- \text{-P}$
Kväve:	$\text{NO}_3^- \times 0,223 = \text{NO}_3 \text{-N}$
	$\text{NO}_2^- \times 0,304 = \text{NO}_2 \text{-N}$
	$\text{NH}_4^+ \times 0,770 = \text{NH}_4 \text{-N}$

Vattnets innehåll av kväve är också av intresse. Förhöjda halter kan bl.a. bero på föroreningar från avlopp och gödselstäder. Kraftigt förorenade vatten, typ avloppsvatten, innehåller höga halter av ammoniumkväve ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) och organiskt kväve. Oavsett i vilken förening kvävet förekommer bör koncentrationen anges i mg N/l. 10 mg N/l kan förekomma som 45 mg $\text{NO}_3\text{/l}$ eller som 13 mg $\text{NH}_4\text{/l}$, men i bägge fallen bör man ange det som 10 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ eller 10 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Omvandlingsfaktorer för kväve redovisas i tabell 3.

Fosfor och svavel förekommer ofta i höga halter i avloppsvatten och i olika typer av spillvatten. Koncentrationen anges som mängden totalfosfor, respektive totalsvavel.

Mängden löst syre analyseras ibland i förorenade vatten. Det sker titrimetriskt och anges som mg $\text{O}_2\text{/l}$.

Mängden bikarbonat (HCO_3^-) är ett mått på alkaliniteten i naturliga vatten, dvs. ett vattens förmåga att buffra mot sura tillsatser.

Ett vattens hårdhet anges vanligen i tyska hårdhetsgrader ($^\circ\text{dH}$) och beräknas enligt följande:

$$^\circ\text{dH} = 0,13 \text{ Ca} + 0,23 \text{ Mg}$$

Mängden Ca och Mg anges i mg/l. Man kan också ange hårdheten i mg Ca/l.

Summan av katjoner respektive anjoner (i me/l) är i ett naturligt vatten ungefär lika stor, då det alltid råder laddningsneutralitet i lösningen.

Den totala katjon- eller anjonkoncentrationen i me/l multiplicerad med 10 är ungefär lika med lösningens ledningsförmåga i mS/m.

$$\text{EC (mS/m)} = \text{me/l} \times 10.$$

Koncentrationen av vissa spårämnen

Bland spårämnena bör främst bor, järn, mangan och aluminium analyseras. Utsläpp från reningsverk, industrier, gruvor m.m. kan också innehålla höga halter av tungmetaller, t.ex. kadmium, zink, koppar, bly, kvicksilver och arsenik.

I de fall man misstänker sådana föroreningar bör noggrannare analyser genomföras. Miljö- och hälsoskyddsnämnden har ofta bra kunskap om de lokala förhållandena och kan då hjälpa till med att upplysa om vilka ämnen man eventu-

ellt misstänker eller vet finns i den aktuella recipienten. Detta är till god hjälp om man är tveksam, då det är dyrt att analysera spårämnen.

Att analysera metallhalter i vatten är en svår uppgift som inte sällan ger osäkra resultat, speciellt om halterna är låga. Beroende på val av analysmetod, provberedning-filtrering, eventuell kontaminering etc., kan analysresultaten från ett och samma vattenprov variera betydligt. I tveksamma fall bör därför analyseringen av vattnet upprepas.

Koncentrationen anges i mg/l och vanligen får man ingen upplysning om i vilken kemisk form ämnet föreligger. Så länge halterna är låga medför detta inte något allvarligt fel i jonbalansberäkningarna. Däremot kan olika ämnen vara olika giftiga beroende på i vilken form de befinner sig.

Natriumadsorptionskvot - adj. SAR

En hög halt natrium i bevattningsvattnet ökar även andelen natrium i markvätskan. Detta i sin tur leder till att mängden utbytbart natrium som adsorberas på lerkolloiderna stiger. En hög halt adsorberat natrium försämrar markens struktur och genomsläpplighet. Om det samtidigt i bevattningsvattnet finns mycket kalcium och magnesium uppstår konkurrens med natriumjonerna om platserna på lerkolloiderna och risken för en hög halt adsorberat natrium minskar därmed.

För bedömning av risken för natriumadsorption och ogynnsam strukturpåverkan kan det s.k. SAR-värdet (Sodium Adsorption Ratio) beräknas enligt följande:

$$\text{SAR} = \frac{\text{Na}}{\sqrt{\frac{\text{Ca} + \text{Mg}}{2}}}$$

Halterna av Na, Ca och Mg erhålles ur vattenanalysen och anges i me/l.

För en förfinad bedömning av ovannämnda fråga har under senare tid ett modifierat SAR-värde införts kallat adj. SAR (Adjusted Sodium Adsorption Ratio) enligt följande:

$$\text{adj. SAR} = \frac{\text{Na}}{\sqrt{\frac{\text{Ca} + \text{Mg}}{2}}} \left[1 + (8,4 - \text{pH}_c) \right]$$

Därvid har även hänsyn tagits till bevattningsvattnets innehåll av HCO_3^- och CO_3 -joner. pH_c -värdet i ovanstående uttryck är ett index som tolkar vattnets tendens att fälla ut respektive lösa CaCO_3 , när det tillföres jorden, vilket påverkar tillgången på Ca-joner i markvätskan och därmed balansen mellan natrium och kalcium. pH_c -värdet beräknas ur följande uttryck:

$$\text{pH}_c = (\text{pk}_2^- - \text{pk}_c^-) + \text{p}(\text{Ca} + \text{Mg}) + \text{p}(\text{Alk})$$

där pk_2^- och pk_c^- är respektive den negativa logaritmen för kolsyrans andra dissociationskonstant och löslighetsprodukten för CaCO_3 . Värdet av $(\text{pk}_2^- - \text{pk}_c^-)$ kan för olika summakoncentrationer av Ca + Mg + Na (me/l) avläsas i tabell 4. Uttrycken $\text{p}(\text{Ca} + \text{Mg})$ och $\text{p}(\text{Alk})$ anger de negativa logaritmerna för summakoncentrationer av Ca + Mg respektive $\text{CO}_3 + \text{HCO}_3$ (me/l). Värdena avläses likaledes i tabell 4.

Det inom lilla parentesen i adj. SAR-ekvationen upptagna värdet 8,4 är ett approximativt pH -värde för en jord som befinner sig i jämvikt med CaCO_3 . Vatten med pH_c -värden högre än 8,4 har benägenhet att lösa ut kalk från marken medan vatten med pH_c -värden lägre än 8,4 har tendens att fälla ut kalk i marken. Detta ändrar balansen mellan natrium och kalcium i markvätska och kolloidkomplex.

(För en exaktare, men mera komplicerad, beräkning av adj. SAR hänvisas till en artikel av Miyamoto (1980).)

Följande exempel visar hur man beräknar adj. SAR:

Vid vattenanalysen har följande värden erhållits:

Na = 2,85 me/l; Ca + Mg = 15,60 me/l; Ca + Mg + Na = 18,45 me/l och $\text{CO}_3 + \text{HCO}_3 = 16,80$ me/l.

$$\text{pH}_c \text{ (ur tabell 4)} = 2,34 + 2,10 + 1,80 = 6,24$$

$$\text{adj. SAR} = (2,85 / \sqrt{15,60/2}) [1 + (8,4 - 6,24)] = 1,02(1 + 2,16) = 3,22$$

II. VATTENKVALITETENS INVERKAN PÅ MARKEN

Salthaltigt vatten

Bevattningsvattnets salthalt påverkar i hög grad marken. I en bevattningsgiva om 30 mm östersjövatten med salthalten 0,6 % (ca 940 mS/m) tillför man

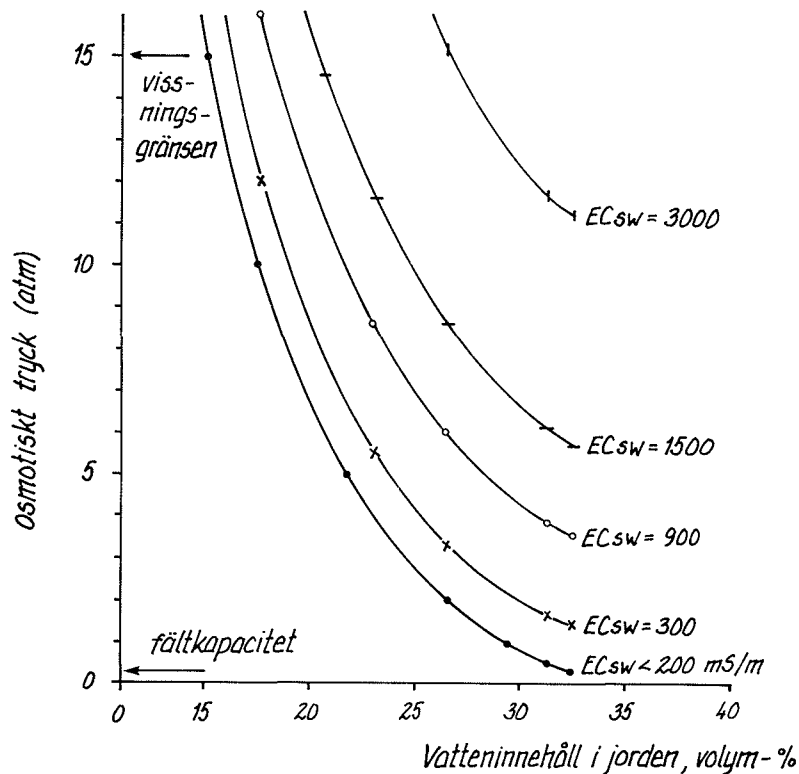
Tabell 4. Mätvariabler för framräkning av pH_c och därmed adj. SAR för olika jonkoncentrationer (me/l) i vatten (efter Ayers, 1977).

Summan av Ca + Mg + Na (me/l)	$pK_2^- - pK_C^-$	Summan av Ca + Mg (me/l)	$p(Ca + Mg)$	Summan av $CO_3 + HCO_3$ (me/l)	$p(Alk)$
0,5	2,11	0,05	4,60	0,05	4,30
0,7	2,12	0,10	4,30	0,10	4,00
0,9	2,13	0,15	4,12	0,15	3,82
1,2	2,14	0,20	4,00	0,20	3,70
1,6	2,15	0,25	3,90	0,25	3,60
1,9	2,16	0,32	3,80	0,31	3,50
2,4	2,17	0,39	3,70	0,40	3,40
2,8	2,18	0,50	3,60	0,50	3,30
3,3	2,19	0,63	3,50	0,63	3,20
3,9	2,20	0,79	3,40	0,79	3,10
4,5	2,21	1,00	3,30	0,99	3,00
5,1	2,22	1,25	3,20	1,25	2,90
5,8	2,23	1,58	3,10	1,57	2,80
6,6	2,24	1,98	3,00	1,98	2,70
7,4	2,25	2,49	2,90	2,49	2,60
8,3	2,26	3,14	2,80	3,13	2,50
9,2	2,27	3,90	2,70	4,0	2,40
11	2,28	4,97	2,60	5,0	2,30
13	2,30	6,30	2,50	6,3	2,20
15	2,32	7,90	2,40	7,9	2,10
18	2,34	10,00	2,30	9,9	2,00
22	2,36	12,50	2,20	12,5	1,90
25	2,38	15,80	2,10	15,7	1,80
29	2,40	19,80	2,00	19,8	1,70
34	2,42	30	1,80	30	1,50
39	2,44	50	1,60	50	1,30
45	2,46	80	1,40	80	1,10
51	2,48				
59	2,50				
67	2,52				
76	2,54				

1.800 kg salt per hektar. Detta medför en kraftig höjning av markvätskans salthalt och denna är av stor betydelse för växternas vattenupptagning. En ökad salthalt höjer det osmotiska trycket i markvätskan och ju högre trycket blir desto svårare får växtrötterna att ta upp vattnet. Vid bevattning med salthaltigt vatten kommer därigenom grödan att kunna utnyttja betydligt mindre del av det tillförda vattnet. Med andra ord, uttorkningen kan inte gå lika långt som vid låg salthalt innan beståndet börjar sloka eller vissna.

Växternas vattenupptagning börjar försvåras redan då vattnets bindning uppgår till 1-2 atmosfärer och upphör praktiskt taget helt vid 15 atmosfärer (vissningsgränsen). I figur 4 visas hur mängden växttillgängligt vatten i en lerbjord (clay loam soil) påverkas vid ändrad salthalt i markvätskan. Vid fält-

kapacitet håller den här jorden ca 32 volymprocent vatten. Om salthalten i markvätskan då understiger 200 mS/m är det vattenbindande trycket i marken, det tryck som växterna behöver mobilisera för att kunna ta upp vattnet, mycket litet. Om salthalten däremot är 900 mS/m (östersjövatten) blir det vattenbindande trycket istället närmare 4 atmosfärer, redan innan upptorkningen börjat. Det framgår också av figur 4 hur mycket snabbare den växttillgängliga mängden vatten töms ut vid upptorkning om salthalten i markvätskan är förhöjd.



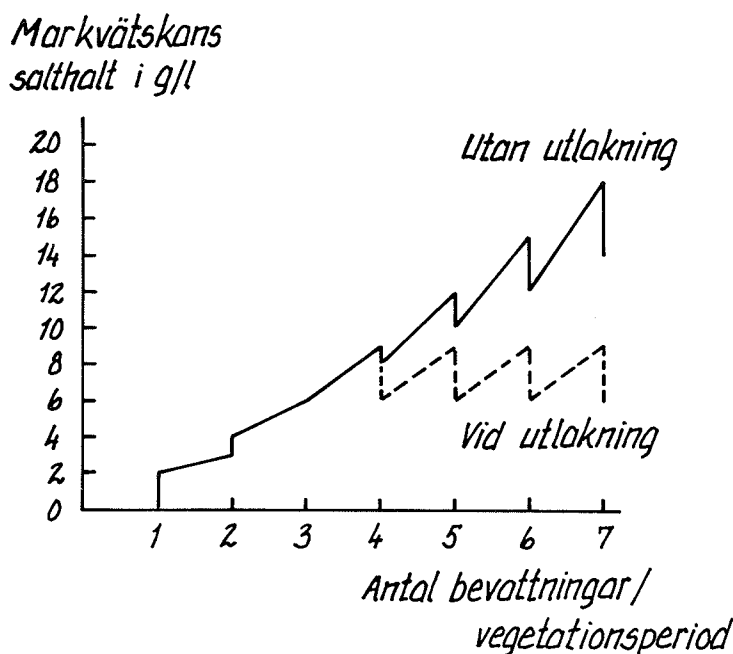
Figur 4. Samband mellan markvätskans ledningsförmåga (EC_{sw}), osmotiskt tryck och mängd växttillgängligt vatten i en lerjord (Ayers & Westcot, 1976).

Med nederbörden sker en utspädning och utlakning av de lösta salterna. Under svenska förhållanden är det knappast någon risk för en saltanrikning i markvätskan från år till år (Johansson, 1978). Nederbörden under hösten och vintern är vanligen tillräckligt stor för att återställa markvätskans normala salthalt.

Jordarten är viktig i detta sammanhang. För att utlaka en lerjord krävs betydligt mera nederbörd än för att utlaka en sandjord. Följande exempel kan illustrera detta påstående:

För att ersätta allt vatten i en sandjord ned till ett djup av 75 cm till fältkapacitet (fältkapacitet 16 volymprocent) erfordras en regnmängd av 120 mm. Motsvarande regnmängd är för en lerjord 330 mm (fältkapacitet 44 volymprocent).

Under sommaren kan salthalten i markvätskan tillfälligt stiga kraftigt. Växternas transpiration och avdunstningen från markytan gör att huvuddelen av de tillförda salterna lämnas kvar i en allt mindre mängd vatten och därmed stiger salthalten i markvätskan. På en sandjord med låg vattenhållande förmåga kan denna koncentrationsökning förväntas ske snabbare än på en lerjord som håller större vattenmängder. Figur 5 visar i princip hur salthalten stiger i marken vid upprepade bevattningar med östersjövatten, när ingen utlakning sker under perioden.



Figur 5. Principdiagram över salthalten i markvätskan vid upprepade bevattningar med östersjövatten (ca 6 g salt/l \approx 940 mS/m), när ingen utlakning skett under perioden (Nitsch, 1967).

Saltanrikning kan också ske genom en mot utlakningen motsatt riktad process, dvs. kapillär upptransport av salter. Detta är ett stort problem i arida och semiarida områden, men det förekommer ibland även under mera humida betingelser vid längre torrperioder. Det är mest märkbart på jordar med hög grundvattenyta och hög kapillär transportförmåga.

Under arida och semiarida förhållanden där nederbörden är ringa och evapotranspirationen hög är det vanligt att man bevattnar med stora givor för att

på så vis laka ut saltet. En av förutsättningarna för att lyckas med ett sådant förfarande är att dräneringsförhållandena är goda. I Sverige med vårt humida klimat är det dock tveksamt att rekommendera något utlakningsförfarande vid bevattning med östersjövatten. En gynnsam inverkan erhålles först när markvätskans salthalt överstiger det tillförda vattnets. Denna situation inträffar vid bevattning med östersjövatten först efter ett flertal bevattningar utan mellanliggande nederbörd, se figur 5.

Bevattningsvattnet genomgår i kontakt med markvätskan vissa jämviktsreaktioner. Det är dock ganska komplicerat att direkt mäta salthalten i markvätskan. Istället används numera en metod där man till ett jordprov tillsätter destillerat vatten i en mängd som ungefär motsvarar det dubbla vatteninnehållet vid fältkapacitet. Ur detta prov extraheras sedan en lösning vars ledningsförmåga, EC_e , lätt kan mätas. Den benämnes specifik ledningsförmåga i mättat jordextrakt och anges i mS/m.

Ledningsförmågan i extraktet (EC_e) är ungefär hälften av den i markvätskan (EC_{sw}) till följd av utspädningen med vatten.

$$EC_{sw} = 2 EC_e$$

Beroende på klimatförhållanden (och även ursprunglig koncentration) kommer det tillförda vattnet i kontakt med markvätskan att antingen genomgå en utspädning eller, bl.a. på grund av evapotranspiration, en koncentrerings (dvs. bli ännu saltare).

I amerikanska försök har man funnit att mellan bevattningarna koncentreras vattnet i marken ca 3 gånger (Ayers & Westcot, 1976).

$$EC_{sw} = 3 EC_w$$

Man får alltså relationen:

$$EC_{sw} = 3 EC_w = 2 EC_e$$

$$EC_e = 1,5 EC_w$$

Holländska erfarenheter visar att under humida förhållanden beror den erhållna koncentrationen i markvätskan i stor utsträckning på hur mycket nederbörd som faller under säsongen. Rijtema (1981) anger följande: "Med de nederbörds-mängder som normalt faller inom humida områden under växtsäsongen är mark-

vätskans medelkoncentration omkring 0,5 till 1,0 gånger bevattningsvattnets, men dessa siffror kan stiga till 1,0 eller 2,0 under torra somrar." EC_{sw} skulle således kunna antas vara lika med EC_w .

Detta ger relationen:

$$EC_{sw} = EC_w = 2 EC_e$$

$$EC_e = 0,5 EC_w$$

Med andra ord, bevattningsvattnets salthalt (EC_w) skulle under svenska förhållanden kunna vara dubbelt så hög som de EC_e -värden som anges i tabell 6 över olika gröders salttolerans.

pH-värde

Vid bevattning spelar vattnets pH-värde i sig vanligtvis en mycket liten roll. Normalt är markens buffrande förmåga så stor att markens pH-värde inte påverkas nämnvärt av pH-värdet i bevattningsvattnet. På mullfattiga sandjordar eller andra jordar med svag buffrande förmåga kan dock markens pH-värde sänkas vid mångårig bevattning med mycket surt vatten. Även omfattande bevattning med salthaltigt vatten på sådana jordtyper kan sänka markens pH-värde (Water Quality Criteria, 1972).

Tillförsel av vatten med låga pH-värden på sura jordar ökar utlakningen av kalcium, magnesium och kalium. Efter en tid ökar också lösligheten hos de stora mängder järn, mangan och aluminium som redan finns i marken. Så småningom kan det uppstå en giftverkan på grödan till följd av den ökade koncentrationen av dessa joner. I allmänhet innehåller dessutom vatten, som har låga pH-värden, redan i sig förhöjda halter av bl.a. järn, mangan, aluminium och vissa andra tungmetaller, såsom kadmium, zink och bly (Monitor, 1981). Det kan därför finnas anledning att i god tid beakta dessa risker genom till exempel regelbunden tillförsel av kalk till åkerjorden.

I vatten med mycket höga pH-värden kan man på samma vis misstänka onormalt höga halter av vissa ämnen, i första hand natrium, karbonater och bikarbonater.

Suspenderat material

Halten suspenderat material i bevattningsvatten är vanligtvis låg, $SS < 10$ mg/l. Det kan dock förekomma mycket förhöjda halter i olika typer av avlopps-

vatten. Oftast passerar emellertid sådant förorenat vatten ett flertal dammar där de grövsta partiklarna hinner sedimentera. De suspenderade ämnen som når marken är då vanligtvis mycket finfördelade partiklar och huvudsakligen i organisk form såsom fibrer, bakterier, alger o. dyl. (Bouwer & Chaney, 1974). I grumliga vattendrag är halten suspenderat material ofta förhöjd bl.a. beroende på uppslammade lerpartiklar.

Vid bevattning ansamlas suspenderat material på markytan och ett spärrskikt kan bildas som minskar infiltrationshastigheten liksom syretillgången i marken. Detta kan leda till problem om grödan befinner sig i groddplantstadiet eller är svagt utvecklad. Risken är störst på jordar med en naturligt låg infiltrationsförmåga.

En hög halt suspenderat material kan dessutom förstöra bevattningskanaler, minska lagringskapaciteten i bevattningsdammar, orsaka stopp i bevattningsledningar samt slitage av pumpar och munstycken. I droppbevattningsanläggningar kan problem uppstå genom att munstycken sätter igen.

Det kan även uppstå positiva effekter. På en sandjord kan en tillförsel av suspenderat material bidra till att förbättra texturen och den vattenhållande förmågan. Vid bevattning med avloppsvatten verkar bildandet av ett spärrskikt som ett slags filter som underlättar avlägsnandet av parasiter (Socialstyrelsen, 1982).

Organiskt material

Förorenat vatten, i synnerhet från livsmedelsindustrin, innehåller stora mängder organiskt material. I analysresultaten visar det sig i höga värden av BOD, COD och/eller TOC. Efterhand som det organiska materialet tillförs marken kan det adsorberas till lerpartiklar. Huvuddelen kommer dock att brytas ner av mikroorganismer. Hur snabbt och med vilket resultat beror på syretillgången.

Vid god syretillgång kommer det organiska materialet snabbt att brytas ned till CO_2 , H_2O , NO_3^- , SO_4^{2-} samt bakterie- och svampceller. Under anaeroba förhållanden går processen betydligt långsammare och nedbrytningen blir inte lika fullständig. Det bildas bl.a. CH_4 , H_2 , NH_4^+ , H_2S , organiska syror, aminer och merkaptaner (Bouwer & Chaney, 1974 och Miljøstyrelsen, 1977). Luktproblem uppstår vid anaerob nedbrytning, framförallt genom bildandet av svavelväte, H_2S .

Tillförsel av vatten som innehåller organiskt material kommer alltså att minska mängden syre i marken och växtrötternas syreförsörjning kan därmed försvåras. Generellt är risken för syrebrist liten på normalt genomsläppliga och dränerade jordar. Är marken tät och dessutom dåligt dränerad kan dock tillförsel av stora mängder organiskt material minska diffusionshastigheten och försämra tillgången på syre i marken. Förutom de skadeverkningar som kan uppstå på grödan till följd av syrebrist kan det även uppkomma skadliga nivåer av reducerat järn och mangan, i synnerhet vid lågt pH. pH-värdet i markvätskan kan sänkas vid tillförsel av organiskt material eftersom mikroorganismerna vid nedbrytningen producerar CO_2 och organiska syror (Bouwer & Chaney, 1974).

Mängden mikroorganismer som medföljer i bevattningsvattnet spelar en mycket liten roll för nedbrytningskapaciteten av det tillförda organiska materialet. En eventuell desinficering av vattnet före utspridning kommer därför inte att i någon högre grad påverka nedbrytningshastigheten i marken. Detta gäller under förutsättning att de medel som används för desinficering inte skadar mikroorganismerna i marken (Miljøstyrelsen, 1977).

Under ogynnsamma förhållanden kan en viss utlakning av organiskt material förekomma. I sandjordsområden är det inte så ovanligt med förhöjda halter av syreförbrukande ämnen i grundvattnet. Risken för utlakning är störst under perioder med hög nederbörd (vattenmättade förhållanden) och låga temperaturer (nedsatt mikrobiell aktivitet) (Miljøstyrelsen, 1979).

Natrium, kalcium och magnesium - adj. SAR

Bevattningsvattnet som innehåller förhöjda halter av olika joner kommer förutom att öka salthalten även att ändra markvätskans sammansättning.

Den ändrade sammansättningen hos markvätskan påverkar också sammansättningen av de till markpartiklarna bundna utbytbara jonerna. I huvudsak utgöres dessa av Ca, Mg, K, Na, H och Al. Bland dessa dominerar Ca och Mg. I svenska odlade jordar utgör mängden Ca vanligen mellan 50 och 80 procent av alla utbytbara joner. Även halten Mg är vanligen betydande, medan K och Na oftast uppgår var för sig till 1-5 procent av de utbytbara jonerna. H- och Al-jonernas förekomst varierar starkt med markens surhetsgrad och det är endast på sura, okalkade jordar som halterna av dessa joner kan bli betydande.

För att underlätta förståelsen av olika joners inverkan på markens egenskaper erinras här först allmänt om några markkemiska och markfysikaliska begrepp och egenskaper. Markpartiklarna och i synnerhet kolloiderna är vanligen negativt elektriskt laddade. Denna negativa laddning hos partiklarna neutraliseras av en motsvarande mängd positiva joner (katjoner) som därmed fasthålls på partiklarnas ytor. Dessa joner är rörliga och kan bytas ut mot andra katjoner i marklösningen. De kallas därför ofta utbytbara joner och själva processen för katjonbyte. Markens förmåga att binda katjoner benämnes katjonbyteskapacitet (CEC) och uttrycks i sorten milliekvivalenter per 100 gram jord (me/100 g). Ju högre katjonbyteskapacitet en jord har, ju större förmåga har den att adsorbera tillförda katjoner. Katjonbyteskapaciteten är beroende av lermineralens art samt ler- och humushalten.

I svenska jordar är illit det kvantitativt viktigaste lermineralet med en katjonbyteskapacitet på 20-40 me/100 g jord. Ett annat vanligt lermineral är kaolinit som har en katjonbyteskapacitet på 5-15 me/100 g. I arida och semiarida områden däremot är montmorillonit ofta det dominerande lermineralet. Montmorillonit har en hög katjonbyteskapacitet, 80-120 me/100 g jord, och stor förmåga att adsorbera vatten varigenom leran sväller, i synnerhet i Na-mättat tillstånd. Montmorillonithalten i svenska jordar är låg utom i Skånes baltiska moränleror, där den ofta är så hög att lerans fysikalisk-kemiska egenskaper ändras betydligt (Wiklander, 1976).

För svenska jordar med sin tämligen likartade mineralogiska sammansättning, med undantag av den skånska moränleran, blir alltså markens lerhalt och humushalt utslagsgivande för katjonbyteskapaciteten. CEC för styva lerjordar är ofta av storleksordningen 20-40, för lättare leror 10-20 och för sandjordar ännu lägre. Organogena jordar uppvisar mycket höga CEC-värden, ofta över 100, vilket dock till stor del beror på den låga densiteten.

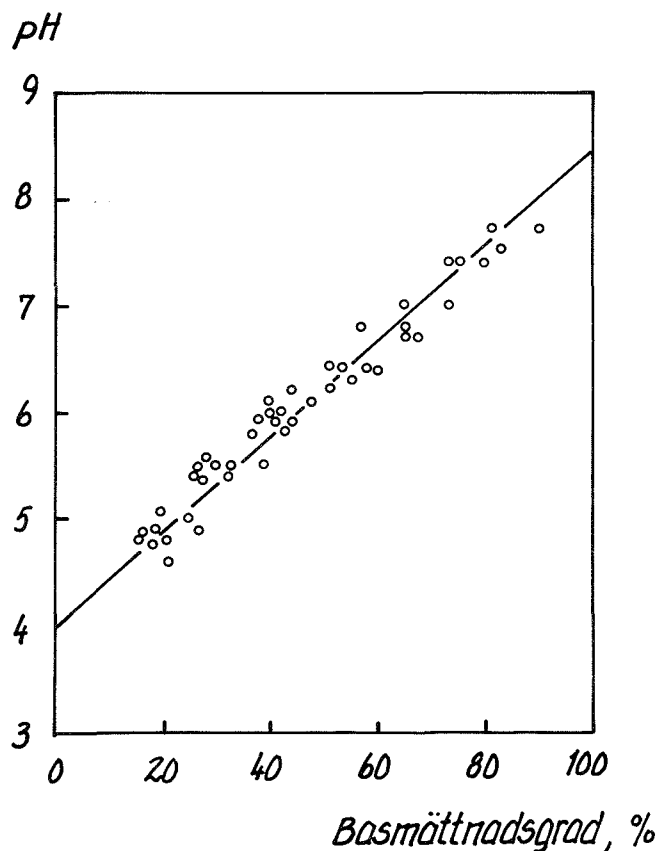
En annan viktig karakteristika för en jord är dess basmättnadsgrad. De utbytbara baskatjonerna utgöres huvudsakligen av Ca, Mg, K och Na, medan de sura består av H och Al. Basmättnadsgraden definieras som förhållandet mellan mängden baskatjoner (i me/100 g) och katjonbyteskapaciteten.

$$\text{Basmättnadsgraden (\%)} = \frac{(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K} + \text{Na}) \times 100}{\text{CEC}}$$

Analogt kan en jords mättnadsgrad med avseende på ett enskilt jonslag anges i procent av CEC. I synnerhet natrium anges ofta som procentandelen utbytbart natrium, ESP (Exchangeable Sodium Percentage).

$$\text{ESP (\%)} = \frac{\text{Na} \times 100}{\text{CEC}}$$

pH-värdet påverkar markens förmåga att adsorbera tillförda baskatjoner. Med sjunkande pH i marken minskar därför basmättnadsgraden, se figur 6.



Figur 6. pH som funktion av basmättnadsgraden (Miljøstyrelsen, 1979).

Av de utbytbara jonerna binds de tvåvärda dubbelt så hårt som de envärda till lerpartiklarna. De tvåvärda jonerna kommer på så vis närmare partikelytorna och detta får till följd att partiklar omgivna av huvudsakligen kalcium och magnesium kan ligga närmare varandra. Partiklarna binds till varandra i stabila aggregat. Dessutom ökar jonernas bindningsstyrka ju färre vattenmolekyler de förmår binda, dvs. ju mindre deras effektiva volym blir. Sålunda binds Ca^{2+} hårdare än Mg^{2+} och K^+ hårdare än Na^+ .

När markvätskans innehåll av envärda joner ökar, t.ex. vid bevattning med salthaltigt vatten, sker det en utbytesreaktion där dessa joner binds till kolloiderna och tränger ut kalcium och magnesium i markvätskan. I regel måste mer än hälften av jonerna i markvätskan bestå av natrium innan de tvåvärda jonerna förträngs i någon större utsträckning från partikelytorna. Följden av en ökad andel adsorberat natrium blir att partiklarna kommer längre ifrån varandra. Under fuktiga förhållanden sväller då leran betydligt mer än normalt och aggregaten kan, om halten är mycket hög, falla sönder.

När partiklarna sväller leder det till minskad porstorlek samtidigt som aggregatens sönderfall orsakar att partiklar börjar röra sig och blockerar porerna. Genomsläppligheten i marken minskar med kvadraten på porradien, varför även en liten minskning av porstorleken till följd av adsorberat natrium kan reducera genomsläppligheten och syretillgången i marken betydligt. Även andra envärdade joner såsom kalium och litium kan, om än inte lika dramatiska, ge liknande effekter som natrium på markstrukturen vid höga halter (Ellis, 1973). På jordar med ett högt CEC-värde kommer genomsläppligheten i marken att minska betydligt mera än på t.ex. sandjordar vid bevattning med samma natriumhaltiga vatten.

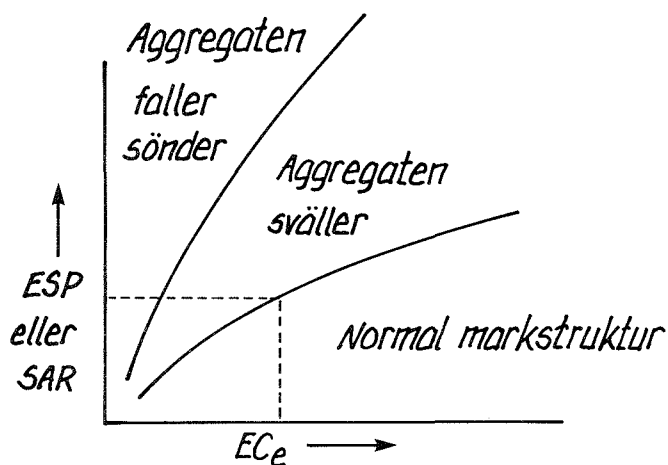
Partiklarnas svällning är en reversibel process vilket innebär att man kan öka genomsläppligheten igen genom att tillsätta överskott av tvåvärdade joner, t.ex. gips. Däremot är aggregatens sönderfall huvudsakligen en irreversibel process som kan medföra skorpbildning och ogenomsläppliga lerskikt i marken. Dessa strukturskador kan ta lång tid att återställa. Holländska erfarenheter pekar på att en lerjord kan bli helt obrukbar när ESP uppgår till 20 procent. Nitsch (1967) anför att leraggregaten faller sönder och att jorden slammar igen och blir svår genomsläpplig och klibbig när den är fuktig samt skorpbildande och hård när den torkar upp. I andra undersökningar där jorden har haft ett mycket högt CEC-värde har detta inträffat redan när mängden adsorberat natrium överstigit 10-15 procent av de utbytbara jonerna (Hart, 1974).

Emellertid inverkar även markvätskans totala salthalt på markens egenskaper. Markstrukturen påverkas på så sätt att vid ökande saltkoncentration närmar sig alla joner kolloidytorna, vilket som tidigare nämnts gynnar aggregatbildning (figur 7). Detta kan få till följd att svårigheter som beror på bevattning med salthaltigt, natriumrikt vatten inte visar sig direkt. Först när nerderbörden under hösten eller vintern lakat ut en stor del av salterna och minskat saltkoncentrationen i markvätskan visar sig strukturskadorna eftersom natriumjonerna då finns kvar på markpartiklarna till följd av utbytesreaktioner.

Närvaron av andra ämnen såsom järn- och aluminiumoxider och humus som binds till lerpartiklar spelar också en viss roll för lerans förmåga att svälla. En hög halt av dessa ämnen verkar nämligen stabiliserande på aggregaten och därmed försvåras svällning.

De negativa effekter som natrium har på markens egenskaper förstärks i närvaro av karbonat- och bikarbonatjoner. Vid bevattning med vatten som inne-

håller höga halter av dessa joner finns det en tendens för kalcium, och i viss mån magnesium, att fälla ut som karbonater. Detta gör att tillgången på de positivt verkande jonerna minskar ytterligare.



Figur 7. Principdiagram över salthaltens (EC_e) inverkan på markstrukturen vid ökad andel adsorberat natrium (James et al., 1982).

Den mest utbredda metoden i dag för att bedöma eventuella risker för genomsläpplighetsproblem vid bevattning är att beräkna vattnets adj. SAR-värde (se sidan 17). Ett högt adj. SAR-värde är mera skadligt för kraftigt svällande-krympande jordar (montmorillonit) än för de icke svällande (illit).

Vilka resultat har man då fått i svenska försök med östersjövatten? Enligt Johansson (1978) visar undersökningarna att det sker en kontinuerlig förändring av de utbytbara jonernas sammansättning. Mängden utbytbart eller Al-lösligt natrium ökar och andelen utbytbart eller Al-lösligt kalcium minskar på alla typer av jordar. Innehållet av HCl-lösligt natrium och kalcium ändras i samma riktning. Där försöket legat på en kalkrik moränlera har dock minskningen av kalcium varit liten. Mängden utbytbart magnesium ökade på alla jordar, utom på en plats, där magnesium från början utgjorde ca 25 procent av de utbytbara katjonerna. Mängden utbytbart kalium ändras i stort sett inte. Bevattningen innebär inga nämnvärda förändringar av HCl-lösligt kalium eller magnesium, eller av Al-löslig och HCl-löslig fosfor.

Tabell 5 återger sammansättningen av utbytbara joner dels i en holländsk jord före och efter översvämning med havsvatten och dels i matjorden på två svenska försöksplatser som bevattnats med östersjövatten. Observera överensstämmelsen mellan de svenska försöken och den översvämmande jorden i Holland på vilken svåra strukturskador uppstod. Man har alltså anledning befara att markens odlings- och brukningsegenskaper allvarligt försämras efter en längre tids be-

vattning med östersjövatten. Dessa risker ökar ytterligare vid alltför kraftig bearbetning av jorden med tunga maskiner.

Sammanfattningsvis kan sägas, att bevattningsvatten med höga SAR-värden förorsakar försämrade markstruktur och därmed minskad genomsläpplighet. Försämrade markstruktur minskar naturligtvis även syretillgången i marken. Rotutvecklingen hämmas och grödans vattenförsörjning försvåras. Man bör därför vid höga adj. SAR-värden i första hand undvika bevattning på de flesta typer av lerjordar. På lätta jordar i enkelkornstruktur är risken mindre eller obefintlig. Även på lerjordar som är mycket kalkrika är risken relativt liten. Man bör vidare undvika att utsätta känsliga jordar i vått tillstånd för yttre påverkan genom packning och jordbearbetning. En permanent betesvall på en lerjord minskar sålunda risken för strukturskador.

Tabell 5. Procentuell fördelning av utbytbara katjoner i holländsk jord som översvämmats med havsvatten samt i matjorden på två svenska försöksplatser som bevattnats med östersjövatten (Nitsch, 1967).

	Ca	Mg	K	Na
<u>Holland</u>				
Före översvämning	87	8	4	1
Efter översvämning	49	24	6	21
<u>Häringe (mellanlera)</u>				
Obevattnat led	68	26	5	1
Bevattnat led efter 3 år (totalt 535 mm östersjövatten)	53	23	3	21
<u>Gunnarstorp (moränmo)</u>				
Obevattnat led	84	11	3	2
Bevattnat led efter 2 år (totalt 330 mm östersjövatten)	63	22	4	11

Det skulle minska problemen om man antingen kunde ta bort natrium ur bevattningsvattnet eller öka halten av kalcium och magnesium. Att avlägsna natrium ställer sig dock alldeles för dyrt för kommersiell användning inom jordbruket. Däremot kan man genom tillförsel av kalcium förbättra natrium/kalciumkvoten. Den bästa och snabbaste effekten erhålles genom tillförsel av kalcium i form av gips. Utländska riktlinjer anger givor på mellan 2 och 20 ton/ha, i extrema fall på upp till 40 ton/ha. Högst givor krävs på styva leror med låg

mullhalt. Vidare kan tillförsel av mycket organiskt material stabilisera markens struktur, t.ex. stora givor stallgödsel (Hoffman et al., 1980).

Övriga joner och spårämnen

Nitrat och ammonium. Nitratjoner adsorberas ej i marken och är därför mycket lätttrörliga. Risk för kväveförluster till grundvattnet föreligger därför på alla typer av jordar. Ammoniumjoner som tillförs marken kommer till en del att omvandlas till nitratjoner genom nitrifikation men också att adsorberas i utbytbar form till kolloider eller att fixeras i lermineral. Utlakningen av ammoniumjoner är i allmänhet begränsad men vid stor tillförsel kan utlakningen i synnerhet på lättare jordar bli betydande.

Fosfat. Fosfatjoner binds mycket hårt i marken vid alla normala pH-värden och är på så vis ofta väl skyddade mot utlakning. Vid kontinuerlig tillförsel av stora mängder fosfat kan dock utlakning inträffa och då i första hand på mullfattiga sandjordar där adsorptionskapaciteten är låg. Yterrosion av fosfor till intilliggande ytvatten bör begränsas då detta bidrar till eutrofiering.

Sulfat. Svavel förekommer i ett flertal former och oxidationstillstånd. Tillståndets formen är i hög grad beroende av syretillgången. Under aeroba markförhållanden oxideras de oorganiska svavelföreningarna till sulfat under det att vätejoner frigöres. Härigenom kan i kalkfria jordar pH-värdet sjunka drastiskt (Wiklander, 1976). Organiskt bundet svavel kommer under aeroba förhållanden att brytas ned av mikroorganismer, direkt eller indirekt via bildning av svavelväte och/eller elementärt svavel, till sulfat.

Adsorptionen av sulfat är vid normala pH-värden mycket ringa, den ökar dock med sjunkande pH. Normalt sett är alltså sulfatupplagringen i marken ringa, varför sulfatjonerna till stor del riskerar att utlakas.

Klorid. Klorid adsorberas ytterst svagt. Vid tillförsel i stora mängder föreligger därför risk för grundvattenförorening.

Bor. I marklösningen förekommer bor som borsyra, H_3BO_3 , och är relativt lätttrörligt. Jämfört med klorid, sulfat och nitrat går dock utlakningen långsammare. Bor kan bindas till markpartiklar på olika sätt: 1) till järn- och aluminiumhydroxider; 2) till järn- och aluminiumoxider; 3) till lerpartiklar; 4) till magnesiumhydroxider (Ellis, 1973). Dessutom binds bor till organiskt material. Adsorptionen är pH-beroende och starkast vid pH ca 7-9 (Overcash & Pal, 1979).

Bor som tillförs via bevattningsvattnet kommer sålunda att finnas växttillgängligt i marklösningen i olika hög grad beroende på bl.a. jordart, humushalt och pH-värde. På mullfattiga, lätta jordar med lågt pH-värde är risken störst för att tillfört bor skall uppnå koncentrationer i markvätskan som kan skada grödan. Samtidigt är det på just dessa jordar som utlakningen är störst.

På jordar med en högre mullhalt och ett större lerinslag kommer en stor del av det bor som tillförs att bindas till markpartiklarna. På grund av adsorptionen behöver därför bevattningsvattnet som innehåller större mängder bor inte vara omedelbart giftigt. Markpartiklarna blir dock efter en tids bevattning med sådant vatten mättade med bor. Då förskjuts jämviktsläget mot större mängder löst bor i markvätskan (Shainberg & Oster, 1978). Detta innebär att allt bor som tillförs marken kan tas upp nästan direkt av växterna, eftersom det förblir i vattenlösning tills det lakats ur markprofilen.

Kalkning leder till att växttillgängligheten hos bor minskar bl.a. beroende på pH-höjning men också genom att en hög halt fria kalciumjoner i jorden ökar växternas förmåga att tolerera höga halter bor (Flemming, 1980).

Tungmetaller. De markfaktorer som har störst betydelse för tungmetallernas tillgänglighet är pH-värdet och katjonbyteskapaciteten. Vid låga pH-värden i marken är växttillgängligheten hos de flesta tungmetaller större än vid höga pH-värden. Detsamma gäller i jordar med låga humus- och lerhalter. Katjonbyteskapaciteten är där liten och därmed förmågan att adsorbera tungmetaller. Tillgången på organiskt material är viktig också ur den synpunkten att humus innehåller molekyler som bildar stabila föreningar, s.k. kelat, med tungmetaller (Pettersson, 1979). Detta förhållande kan leda till att tungmetaller som tillföres via slam är mindre tillgängliga än de som tillföres via bevattningsvattnet. Risken för utlakning av tungmetaller till grundvattnet ökar på sura, humusfattiga jordar med ringa lerinnehåll.

Ett flertal undersökningar visar att ökat tungmetallinnehåll i jorden minskar det organiska materialets nedbrytningshastighet. Likaledes påverkas fosfor- och kväve mineraliseringen, nitrifikationen samt kvävefixeringen negativt. Mikroorganismerna som utför detta arbete är i hög grad känsliga för tungmetallpåverkan (Larsen, 1980).

III. VATTENKVALITETENS INVERKAN PÅ VÄXTEN

Salthaltigt vatten

Hur reagerar växten på salttillförsel? Den mest uppenbara förändringen hos en gröda som odlas där salthalten i marken är hög är minskad tillväxt. Ju högre salthalten är desto sämre växer det och är den riktigt hög dör växtligheten. Förhöjd salthalt leder också i allmänhet till att växten får en mörkt blå-grön färg.

Under extrema förhållanden kan även andra symptom som bladbränna längs kanterna eller vid spetsen, nekroser och bladavfall uppträda. Dessa förändringar är dock vanligare hos vedartade växter, framförallt om det salthaltiga vattnet träffar bladen, vilket är fallet vid de flesta typer av spridarbevattning. Växternas tillväxt hämmas dock långt innan några synliga symptom uppträder, främst beroende på morfologiska och anatomiska förändringar hos växten. En del av dessa förändringar hjälper säkerligen växten att överleva dessa svårare förhållanden. Det kan till exempel innebära färre och mindre blad, färre klyvöppningar per bladyteenhet, ökad grad av suckulens, förtjockning av både bladkutikula och ytlager av vax, tidigare lignifiering av rötterna m.m. (Hoffman et al., 1980).

Faktorer som påverkar växternas salttolerans. Det finns en stor variation i olika växtslags salttolerans. Detta medför att ett vatten som är olämpligt till en viss gröda mycket väl kan användas till en annan utan negativa effekter. Denna "naturliga" variation i salttolerans kan påverkas i ena eller andra riktningen av flera faktorer.

Salttoleransen förändras ofta med grödans utvecklingsstadium. Känsligast är grödorna under groning och groddplantstadium. Under fältförhållanden förstärks detta ofta på grund av en saltanrikning i de översta delarna av matjorden, där groddplantornas rötter befinner sig. Detta gäller i synnerhet vissa spannmålsgrödor. Korn, vete och majs är t.ex. betydligt känsligare för höga salthalter under groddplantstadiet än under själva groningen eller i senare utvecklingsstadier. Sockerbeta och solros är å andra sidan exempel på växter som har en ökad känslighet under själva groningsperioden (Shainberg & Oster, 1978). Vallväxter är som regel känsliga strax efter betning eller slåtter (Johansson, 1978). Ett EC_e -värde över 400 mS/m (ca 5 g salt/l markvätska) i det översta matjordslagret kan försena eller rent av hindra uppkomsten av t.ex. vete (Ayers & Westcot, 1976).

Man har även funnit att växtens olika delar kan reagera på skilda sätt. Sålunda påverkas den vegetativa tillväxten hos bl.a. korn, vete och vissa andra gräs mera negativt än dess kärntillväxt, medan det är tvärt om för majs. Generellt sett hejdas tillväxten av växtens ovanjordiska delar mera än rottillväxten. När det gäller rotfrukter minskar emellertid skörden av roten mera än övriga delar av växten (Maas & Hoffman, 1977).

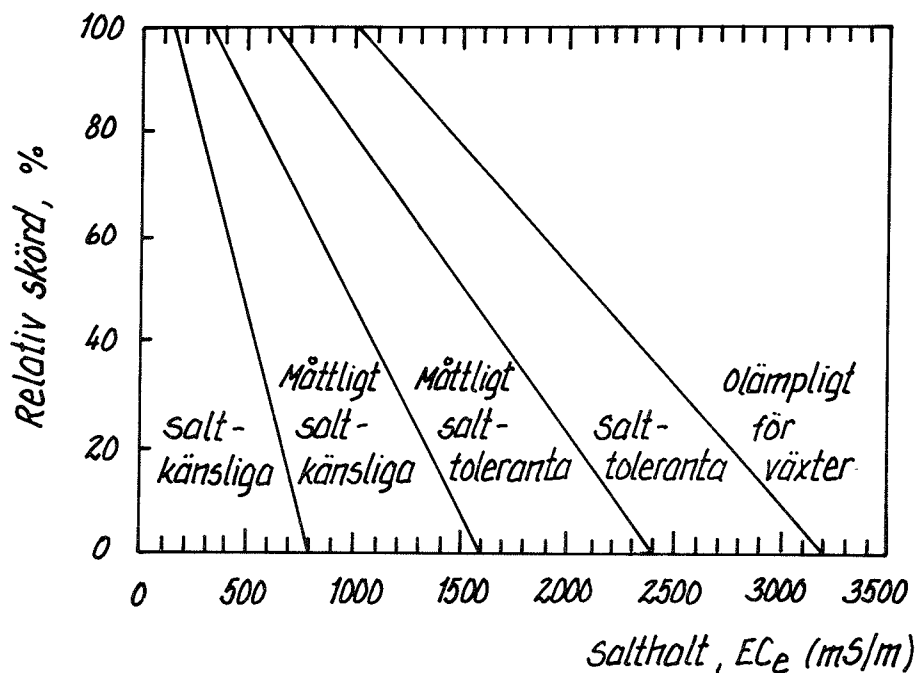
Det är inte bara olika grödor som skiljer sig i sin förmåga att tolerera salt. Salttoleransen kan också i viss mån variera mellan olika sorter. Vanligast förekommer detta hos vissa gräs men också hos en del grönsaker. När det gäller fruktträd skiljer sig olika sorters rotstockar betydligt i salttolerans. I de delar av världen där saltanrikning är ett stort problem pågår för närvarande ett intensivt förädlingsarbete för att få fram toleranta sorter.

Näringstillståndet kan ibland också ha betydelse. Ökad näringstillförsel höjer visserligen inte en grödas salttolerans. Det kan dock spela en viss roll om salttillförseln medför brist på näringsämnen eller om markstrukturen försämras så att rötternas tillväxt hindras.

Det är mycket vanligt att en växts salttolerans är mindre under varma, torra förhållanden än under mera svala och fuktiga. I synnerhet om luftfuktigheten är hög ökar grödors salttolerans (Maas & Hoffman, 1977).

Skattning av olika grödors salttolerans. Typiskt för varje gröda är att den kan utsättas för stigande salthalter upp till ett visst tröskelvärde utan att påverkas. Om salthalten ökar utöver detta värde minskar avkastningen närmast linjärt. I figur 8 visas hur den relativa skörden påverkas av salthalten i marken. De angivna olika graderna av salttolerans överensstämmer med vedertagen terminologi (Maas & Hoffman, 1977).

I tabell 6 anges salttoleransen hos olika växter efter groddplantstadiet. Uppdelningen grundar sig på gränsvärdena i figur 8. I de fåtal fall då en grödas avkastningslinje går genom olika toleransintervall har grödan placerats i den lägre toleransgruppen. I tabellen anges dels den högsta salthalt i markvätskan som en gröda klarar utan att skörden minskar (A), dvs. grödans tröskelvärde uttryckt som EC_e (mS/m), dels den procentuella skördeminskningen per mS/m när salthalten i markvätskan stiger utöver tröskelvärdet (B).



Figur 8. Grödors salttolerans. Relativ avkastning som funktion av ledningsförmågan i mättat jordextrakt (EC_e) (Maas & Hoffman, 1977).

De resultat som ligger till grund för tabellvärdena grundar sig på omfattande amerikanska försök, där man har jämfört rutor som via bevattningsvattnet har tillförts olika mycket salt. Skörden från de olika rutorna har sedan jämförts med de EC_e-värden man har funnit i jordprov som representerar den övre delen av rotzonen. I det här fallet definieras den övre delen av rotzonen som den del som svarar för 2/3 av vattenupptagningen.

De värden som anges i tabellen får givetvis inte uppfattas som exakta. Storleken av den skördenedsättning som inträffar beror av flera olika faktorer som redan påpekats. Dessutom gäller rent allmänt att effekten av en bestämd saltkoncentration i rotmediet blir större ju längre tid grödan utsätts för densamma. I de flesta fall kan dock de angivna värdena vara till värdefull ledning.

Den relativa skörden för en gröda vid olika salthalter i markvätskan kan beräknas utifrån följande formel (Maas & Hoffman, 1977).

$$Y = 100 - b(EC_e - a)$$

där Y = relativa skörden i procent

EC_e = ledningsförmågan i markextraktet i mS/m (analyseras, alternativt beräknas med hjälp av värdet i vattenanalysen, för svenska förhållanden kan då antagas att EC_e = 0,5 EC_w, efter två bevattningar)

Tabell 6. Salttolerans hos olika grödor efter groddplantstadiet (efter Maas & Hoffman, 1977 och Ayres, 1977).

	Saltkänsliga ¹⁾		Måttligt saltkänsliga		Måttligt salttoleranta		Salttoleranta	
	A/B ²⁾		A/B		A/B		A/B	
Åkerväxter			Fodermajs	180/0,074	Vete ³⁾	600/0,071	Korn ³⁾	800/0,050
			Majs	170/0,12			Sockerbeta ⁴⁾	700/0,059
			Lin	170/0,12				
			Bondböna	160/0,096				
Vallväxter			Fodervicker	300/0,11	Eng.rajgräs	560/0,076		
			Blåusern	200/0,073	Ängssvingel	390/0,053		
			Hundäxing	150/0,062	Foderlösa	-		
			Ängskavle	150/0,096	Rörflen	-		
			Klöver	150/0,12				
			Timotej	-				
Köksväxter			Broccoli	280/0,092	Sojaböna	500/0,20		
		120/0,16	Tomat	250/0,099	Rödbeta	400/0,090		
		100/0,14	Gurka	250/0,13				
		100/0,19	Spenat	200/0,076				
			Huvudkål	180/0,097				
			Potatis	170/0,12				
			Sallad	130/0,13				
			Rädisa	120/0,13				
Frukt och bär			Äpple	170/0,17				
			Persika	170/0,21				
			Plommon	150/0,18				
			Björnbär	150/0,22				
			Hallon	100/0,25				
			Jordgubbar	100/0,33				

1) Uppdelningen mellan olika grad av salttolerans grundar sig på gränsvärdena i figur 8.

2) A = grödans tröskelvärde mätt som EC_e (mS/m); B = den procentuella skördeminskningen per mS/m, när salthalten stiger utöver tröskelvärdet.

3) Mindre salttolerant under groddplantstadiet, EC_e -värdet bör då ej överstiga 400-500 mS/m.

4) Mindre salttolerant under groning, EC_e -värdet bör då ej överstiga 300 mS/m.

a = det EC_e -värde vid vilket skörden börjar minska, grödans tröskelvärde (fås ur tabell 6).

b = den procentuella skördeminskningen per mS/m när salthalten stiger utöver tröskelvärdet (fås ur tabell 6).

Ett exempel: Potatisskörden minskar med ungefär 0,12 % per mS/m när salthalten i marken överstiger 170 mS/m. Om det uppmätta EC_e -värdet är 420 mS/m blir då den relativa skörden $Y = 100 - 0,12(420 - 170) = 70$ %.

I praktiken står kanske valet ofta mellan att bevattna med ett salthaltigt vatten eller inget vatten alls. Under sådana omständigheter kan man kanske ändå förvänta sig att få en viss skördeökning under en varm och torr sommar, även om grödan då under en lång tid utsätts för saltpåverkan. Detta gäller främst med tanke på svenska förhållanden.

Suspenderat material

Om bevattningsvattnet innehåller stora mängder mycket finfördelade partiklar bildas ibland vid spridarbevattning en hinna på bladen. Detta kan minska fotosyntesen och därmed tillväxten. Närvaron av sediment i vattnet (i synnerhet kolloidalt järn) kan åstadkomma fläckar på bladgrönsaker, t.ex. sallad, vilket minskar grödans försäljningsvärde.

Vissa joner och spårämnen

Vid bevattning med salthaltigt eller någon form av förorenat vatten kan det ibland uppstå så höga koncentrationer av vissa joner att växtnäringsbalansen rubbas. Höga halter kalcium i markvätskan kan t.ex. hindra växten från att ta upp tillräckligt med kalium. Å andra sidan kan höga halter av andra joner förhindra tillräcklig upptagning av kalcium. Känsligheten för sådan form av "obalans" i markvätskan varierar mellan olika grödor och även i viss mån mellan olika sorter. Höga halter av sulfatjoner kan t.ex. hos vissa salladsorter orsaka "internal browning" (egentligen kalciumbrist) (Water Quality Criteria, 1972).

Ett sätt att belysa denna typ av problem är att göra en kemisk analys av den skadade bladvävnaden och jämföra innehållet av olika joner med en växt av samma sort som har odlats under normala betingelser. Resultaten från växtanalysen och vattenanalysen tillsammans med en markanalys ger då det bästa underlaget för en samlad bedömning. I många fall bortföres ämnen i olika hög grad beroende på vilken gröda som odlas. Sålunda bortföres en betydligt större mängd bor från fältet om grödan är sockerbetor än om den är stråsäd.

Natrium. Grödans känslighet beror inte så mycket på det absoluta innehållet av utbytbar natrium i marken som på procentandelen utbytbar natrium (ESP). En stor mängd natriumjoner behöver således inte nödvändigtvis vara skadligt för grödan. Om halten av kalciumjoner också är hög motverkar detta nämligen upptagningen av för mycket natrium.

I tabell 7 anges olika grödors känslighet för utbytbar natrium uttryckt som ESP-värden under saltfria förhållanden.

Tabell 7. Tolerans hos olika grödor för utbytbar natrium (ESP) under saltfria förhållanden (efter Ayers & Westcot, 1976)

Tolerans	ESP	Gröda	Kommentarer
Mkt känslig	2-10	Fruktträd	Symptom på natriumförgiftning även vid låga ESP-värden
Känslig	10-20	Bönor	Minskad tillväxt även om markens struktur är bra
Måttligt tolerant	20-40	Klöver Havre Ängssvingel	Minskad tillväxt beroende på både näringsrubbnings och försämrade markstruktur
Tolerant	40-60	Vete Lusern Korn Tomat Sockerbeta	Minskad tillväxt vanligen beroende på försämrade markstruktur

Anm.: Jordar med ESP-värden 20-40 och däröver har i allmänhet för dålig struktur för att kunna upprätthålla skördenivån.

Minskad tillväxt hos en gröda beroende på natrium kan vara orsakad av näringsrubbnings eller förgiftning. Den kan också bero på försämrade markstruktur eller en kombination av dessa faktorer. Man bör här vara medveten om att effekten på markstrukturen är i hög grad betingad av jordarten.

Synliga symptom på natriumförgiftning uppträder först på de äldre bladen. De visar sig som en brunfärgning eller upptorkning av bladkanterna. Symptomen sprider sig inåt mellan bladnerverna när halterna ökar. Vid bladanalys hos fruktträd som uppvisar tecken på natriumförgiftning är halterna ofta mellan 0,25 och 0,50 procent natrium av bladets torrsvikt (Shainberg & Oster, 1978).

Vid spridarbehandling absorberas natrium genom bladen vilket ökar riskerna för förgiftning, i synnerhet under varma och torra förhållanden. Under förhållanden med mycket hög avdunstning kan skador på fruktträd uppkomma vid

halter över 70 mg Na/l (3 me/l). När avdunstningen är låg kan däremot halterna vara betydligt högre innan några symptom uppträder. Sålunda befanns lusern få vissa skador vid hög avdunstning och spridarbevattning när halterna av Na och Cl översteg 6 me/l respektive 7 me/l. Däremot uppstod inga eller nästan inga skador under fältförhållanden med låg avdunstning när halterna av Na och Cl var 24 me/l respektive 37 me/l (Hoffman et al., 1980).

Riskerna vid spridarbevattning kan minskas genom bevattning nattetid eller vid mulen väderlek. I fruktträdsodlingar kan besprutning på bladen undvikas bl.a. genom användning av spridare med låg kastvinkel eller droppbevattning.

Klorid. Många grödor är känsliga för klorid om koncentrationen är hög. Särskilt i frukt- och bärodlingar kan skadesymptom uppträda vid mycket låga kloridhalter i det tillförda vattnet. Andra relativt känsliga växter är bl.a. potatis, vars kvalitet försämras, och lök, som får sämre lagringsförmåga (Nitsch, 1967).

Symptomen på kloridförgiftning liknar natriumförgiftning. Det är de äldre bladen som drabbas. Däremot börjar bladbrännan längst ut i bladspetsen och sprids sedan bakåt längs bladkanterna. Vid mycket höga koncentrationer faller bladen av i förtid. Vid bladanalys hos fruktträd som uppvisar tecken på kloridförgiftning är halterna ofta mellan 0,5 och 1,0 procent klorid av bladets torr-vikt (Shainberg & Oster, 1978). Liksom för natrium (se ovan) ökar riskerna för kloridförgiftning när växtens blad och stam kommer i direkt kontakt med vattnet.

Kalium. Kalium tas upp av växten i stora mängder. Särskilt krävande grödor är potatis och sockerbetor. Om halterna i bevattningsvattnet är mycket höga kan man vid stora givor få ett kaliumöverskott. Ett stort överskott av kalium i marken kan väsentligt minska växternas tillgång på andra katjoner, vilket kan leda till obalans i näringstillförseln.

Bikarbonat. Under varma och torra förhållanden kan även mycket låga halter av bikarbonat i vattnet ge problem, främst i fruktodlingar. Det är dock inte frågan om någon giftverkan. Vid spridarbevattning bildas nämligen vita fläckar av kalksten, CaCO_3 , när vattnet torkar på blad och frukter. Dessa fläckar tvättas inte bort vid senare bevattningar och kvaliteten på frukter och bladgrönsaker sänks.

Kväve. En tillförsel av stora mängder kväve med bevattningsvattnet kan liksom

vid för höga handelsgödselgivor få negativa konsekvenser för grödan. Sålunda minskar sockerinnehållet hos sockerbetor och stärkelsehalten hos potatis. För mycket kväve kan även medföra liggsäd hos stråsäd, försenad mognad hos ett flertal grödor och hos vissa grödor ohälsosamt höga halter nitrat. Detta kan undvikas genom att anpassa givorna av handels- och stallgödsel till vattnets innehåll av kväve.

Fosfor. Tillförsel av stora mängder fosfor utöver grödans behov kan ibland minska skörden. Om koncentrationen av vattenlöslig fosfor överstiger 20 mg/l i marken leder detta nämligen ibland till minskad upptagning av koppar, zink och/eller järn (Bingham, 1966).

Svavel. Växterna tar upp svavel i form av SO_4^{2-} och HSO_4^- . Svavel kan även assimileras av växterna genom bladen. Försök har visat att hos vissa grödor börjar skörden minska om markvätskans innehåll av SO_4^{2-} överstiger 30 me/l (475 mg $\text{SO}_4\text{-S/l}$) (Overcash & Pal, 1979).

Bor. Växternas behov av bor varierar inom vida gränser liksom deras förmåga att ta upp detta ämne och att tolerera överskott av detsamma i marken. För en enskild gröda är gränsen mellan toxiska och normala halter för bor snävare än för något annat växtnäringsämne. Sålunda kan både förgiftnings- och bristsymptom påträffas i en gröda inom loppet av en odlingssäsong.

Förgiftningssymptom framträder först och främst på spetsar och kanter hos äldre blad som gulnande (kloroser) eller uttorkning av bladvävnader (nekroser). Normalt innehåller, beroende på växtslag, bladvävnaderna 25-100 mg B/kg. Vid förgiftningssymptom överstiger koncentrationen av bor i bladvävnaden ofta 200 mg/kg (James et al., 1982). Hos t.ex. fruktträd som är känsliga för bor-överskott ansamlas det dock inte nämnvärt med bor i bladen varför bladanalys inte alltid är en tillförlitlig metod (Ayers & Westcot, 1976).

I tabell 8 anges några grödors relativa bortolerans. Växterna odlades i sand och borhalten i bevattningssvattnet bestämdes då förgiftningssymptom började uppträda.

Man bör skilja på grödornas behov av bor och grödornas tolerans för bor. Det är inte alltid samma grödor som har ett litet behov av bor som samtidigt har en liten toleransnivå eller vice versa. Så har t.ex. ärtor och korn ett litet behov av bor samtidigt som de anses vara måttligt bortoleranta (Flemming, 1980).

Tungmetaller. Olika växtslag uppvisar stora skillnader i tungmetallupptagning från samma jord. Val av art och sort för odling kan sålunda ha betydelse för hur stort tungmetallintaget blir. Vanligen är halten av tungmetaller högre i rötter och blad (halm) än i frukter. De flesta rotfrukter uppvisar högre halter i blad än i ätliga delar med några undantag, t.ex. morötter som kan ackumulera höga halter tungmetaller i roten. Generellt kan man säga att bladgrönsaker tillhör de växter som tar upp mycket tungmetaller, medan spannmål och trindsäd innehåller betydligt mindre (Pettersson, 1979; Overcash & Pal, 1979).

Tabell 8. Några grödors relativa bortolerans. Resultat av odlingsförsök i sand. I varje kolumn är grödorna ordnade efter avtagande känslighet (Ayers & Westcot, 1976).

Känsliga 0,3-1 mg B/l	Måttligt toleranta 1-2 mg B/l	Toleranta 2-4 mg B/l
Körsbär	Havre	Morot
Äpple	Majs	Sallad
Päron	Vete	Huvudkål
Plommon	Korn	Kålrot
Jordärtskockor	Ärtor	Lök
	Rädisa	Bondbönor
	Tomat	Lusern
	Potatis	Sockerbeta
	Solros	Sparris

Anm.: Bevattningsvatten som innehåller över 4 mg B/l är otillfredsställande för nästan alla grödor.

IV. OLIKA AKTUELLA TYPER AV BEVATTNINGSVATTEN I VÅRT LAND

Ytvatten

Ytvatten är den sammanfattande benämningen på vatten i sjöar och vattendrag. Det har en mycket varierande sammansättning beroende på regionala och lokala förhållanden. Vattenbeskaffenheten uppvisar även en säsongvariation och en variation från år till år.

Ytvattnets sammansättning påverkas av de ämnen som i varierande mängder tillförs:

- genom nederbörd direkt på vattenytan,

- med flödet från ovanliggande sjöar och vattendrag,
- genom utströmmande grundvatten från omkringliggande landområden,
- genom ytlig tillrinning i samband med snösmältning eller häftiga regn,
- genom kemiska eller biologiska processer, t.ex. nedbrytning av organiskt material,
- genom avloppsvattenutsläpp och dräneringsledningar.

Nederbördens sammansättning varierar. I landets södra och västra delar utövar havet och havssalterna ett påtagligt inflytande. Natrium- och kloridjonkoncentrationerna är i dessa områden högre än normalt för svenska förhållanden. Som ett exempel har man i en älv i norra Bohuslän funnit att dessa joner tillsammans svarar för nästan hälften av den totala jonhalten (Monitor, 1980).

Genom nederbörden tillförs också stora mängder svavelsyra och salpetersyra. Detta har inneburit en omfattande förurning av sjöar och vattendrag i kalkfattiga områden. Följande områden anses kraftigt påverkade: Västkusten, stora delar av Småland, Blekinge, Dalsland, Värmland och västra Dalarna, delar av Västmanland, Tiveden, Kilsbergen, delar av Kolmården, Södertörn och Södermanland (Falkenmark, 1979).

Sjöar med pH-värden under 5 är i dessa områden vanligt förekommande. I rinnande vatten är pH-värdena mera varierande med surstötter i samband med snösmältningen men i övrigt högre pH-värden.

Berggrundens inflytande på vattnets sammansättning avspeglas i att man ofta finner höga halter kalcium- och vätekarbonatjoner i de vattendrag som har sina källområden där berggrunden är kalkhaltig. I dessa områden är inte heller förurningens effekter lika framträdande. Även om kalciumjonen dominerar i stora områden betecknas ändå vattnet i svenska vattendrag som "mjukt" eller "mycket mjukt".

Salthalten i svenska sjöar och vattendrag är mycket låg. De högsta halterna, ca 200 mg/l (ca 30 mS/m), påträffas i sydsvenska slättvattendrag. En siffra som ligger långt under rekommenderade högsta värde för de saltkänsligaste grödorna.

Det bör dock uppmärksammas att man i vattendrag nära kusten ibland kan finna att det lättare sötvattnet flyter ovanpå salthaltigt vatten. Denna skiktning av vattnet kan inom låglänta områden sträcka sig flera kilometer in från kus-

ten. Vid lågvattenföring under juli och augusti minskar ibland sötvattenströmningen så pass kraftigt att vattennivån kommer att ligga mycket nära det saltare vattnet, vilket då riskerar att följa med in i bevattningssystemet.

Utsläpp från industrier och kommunala reningsverk förekommer på många platser. Dessa utsläpp höjer vattnets innehåll av framförallt vissa närsalter, metaller och organiska ämnen. Vanligen är föroreningsgraden så låg att vattnets lämplighet för bevattning inte påverkas. Lokala utsläpp av tungmetaller eller organiskt material kan emellertid ge så höga halter att vattnet är olämpligt för bevattning. I Viskan, nedströms Borås, fann man i början på 70-talet halter av krom som varierade mellan 0,02 och 0,38 mg/l (SNV, 1982). Det senare värdet överskrider nästan fyrfalt internationella rekommendationer.

Miljö- och hälsoskyddsnämnderna har ofta bra kunskap om de lokala förhållandena och kan upplysa om vilka ämnen man misstänker eller vet finns i olika områden. Det är viktigt att tänka på att föroreningsgraden i ett vattendrag varierar både med vattenflödet och avståndet från utsläppsplatsen. Sjöar är speciellt värdefulla då de fungerar som föroreningsfällor. Föroreningsgraden är i regel högst under sommaren, då vattenföringen och utspädningen av det förorenade vattnet är som lägst.

Normalt är tungmetallerna i en sjö bundna till framförallt humuspartiklar i vattnet. I denna form är de svårtillgängliga och efterhand sjunker det mesta av partiklarna till sedimentlagret på botten.

Om vattnet försuras kan emellertid vissa tungmetaller, framförallt kadmium och zink men även bly och mangan, frigöras från partikelytorna och hållas i lösning i för växterna tillgänglig form (Monitor, 1981).

Dessutom bidrar den allmänna försurningen av markerna runt omkring till ett ökat läckage av metaller. Bland annat aluminiumhalten har ökat i många försurade sjöar under senare år (Monitor, 1981). En undersökning från slutet av 70-talet gav vid handen att aluminiumhalterna i några sjöar på västkusten och i Blekinge varierade mellan 0,1 och 1,0 mg/l respektive 0,03 och 1,4 mg/l (Wenblad & Johansson, 1980). Normal bakgrundshalt i ytvatten beräknas ligga runt 0,1 mg/l i icke försurade sjöar (Grahns, 1980).

De halter av olika ämnen som kan betraktas som naturliga i svenska ytvatten framgår av tabell 9. Halterna av några tungmetaller i svenska vattendrag framgår av tabell 10.

Tabell 9. Naturliga halter i svenska ytvatten (efter Socialstyrelsen, 1981).

Mätvariabel	Halter	Anmärkning
pH	5,5-7 7-8,5	låg } hög } buffring i marken
Konduktivitet mS/m	<30	
KMnO ₄ mg/l	<20	
Hårdhet dH ^o	<5	
O ₂ mg/l	5-15	halten omvänt proportionell mot temperaturen
Cl "	<25	
SO ₄ -S "	<5	
NO ₃ -N "	<2 >2	från dränerad åkermark
NO ₂ -N "	<0,01	
NH ₄ -N "	<0,5 0,5-2,0	naturligt järn och humushaltigt vatten
Org. N "	<2	
Tot. N "	<5	
PO ₄ -P "	<1	
Tot. P "	<2	
Fe ²⁺ "	<0,2 >0,2	vid dränering av myrmark
BOD ₇ "	<5	

Tabell 10. Tungmetallhalter i svenska vattendrag. Värdena för järn och mangan grundar sig på data från tidsperioden 1976-80 (Monitor, 1982). Värdena för koppar och zink grundar sig på data från 1982 (MK-laboratoriet, SNV)

	Halt (mg/l)		
	Minimum	Median	Maximum
Järn (Fe)	0,050	0,250	1,150
Mangan (Mn)	0,005	0,030	0,190
Koppar (Cu)	0,001	0,002	0,015
Zink (Zn)	0,002	0,007	0,045

Det finns få uppgifter om hur mycket bor som förekommer i svenska ytvatten. Detta hänger samman med att man normalt ej analyserar bor vid bedömning av hushållsvatten. En undersökning från 1970 visar dock att borinnehållet i svenska ytvatten varierar mellan 0,001 och 1,046 mg/l med ett medianvärde på 0,013 mg/l (Ahl & Jönsson, 1972-73). De högsta värdena påträffades alla i södra Sverige i områden där marina sediment är vanliga.

Provtagning av ett ytvatten är inte alltid så lätt. Vattnets sammansättning varierar bl.a. med årstiden, flödeshastigheten och provtagningsdjupet. Fler provtagningar kan därför erfordras. Provet bör tas en bit under vattenytan och helst inte i helt stillastående vatten. Är en pump redan installerad kan provet tas efter en stunds pumpning. Provtagningsdjupet är viktigt, särskilt i vattendrag nära kusten med tanke på risken för saltvatteninträngning. Det avgörande är att provtagningen är så representativ som möjligt för de förhållanden som råder vid bevattningstillfällena.

I stora djupa dammar har vattnet en benägenhet att skikta sig, vilket kan göra det svårt att få representativa prov. I mindre dammar är dock vattnet vanligen homogent och provtagningen kan ske från dammluckan eller efter en stunds pumpning.

Om man i dammen även samlar in dräneringsvatten sker en recirkulering av vattnet, vilket på sikt kan leda till en ändrad sammansättning på vattnet, framförallt genom ett ökat växtnäringsinnehåll.

Grundvatten

Grundvattnets sammansättning uppvisar stora lokala variationer. Också i ett och samma borrhål kan vattnet från olika nivåer vara mycket olika. Detta beror främst på skillnader i:

- vattnets ursprungliga sammansättning,
- jord- och berglagrens mineralinnehåll,
- den kemiska miljön,
- uppehållstiden under markytan.

Urberget som dominerar i Sverige delas traditionellt upp i sura och basiska bergarter. De sura bergarterna, exempelvis vissa röda graniter och gnejser, ger ett mjukt och relativt saltfattigt vatten. Basiska bergarter, bl.a. diabas och olika gråa graniter och gnejser, är däremot mera lättvittrade och ger hårdare och salthaltigare vatten. Kalkrika områden ger hårt vatten med högt pH-värde.

Urbergsvattnet är i allmänhet bra för bevattningsändamål och vattenbeskaffenheten varierar inte i vertikalled i någon högre grad. På vissa håll, framförallt i Skåne, täcks urberget till största delen av olika sedimentbergarter. Här förekommer ofta stora variationer i grundvattnets sammansättning även på olika nivåer i ett och samma borrhål.

I många fall är lösligheten hos mineral starkt pH-beroende. Med en tilltagande försurning av mark och vatten ökar halterna av en rad ämnen i grundvattnet. Bland annat ökar lösligheten hos järn, mangan och aluminium liksom hos vissa andra tungmetaller såsom kvicksilver och kadmium. På sikt kan detta leda till att grundvattnet inom försurningskänsliga områden blir olämpligt för bevattningsändamål. I försurade områden i Västsverige har höga aluminiumhalter i grundvatten uppmätts. I vatten med pH runt 4,0 har man funnit aluminiumkoncentrationer på mellan 8 och 42 mg/l (Grahn, 1980), vilket överskrider högsta tillåtna värde för aluminium i bevattningsvatten.

Höga järn- och manganhalter i grundvatten förekommer ofta naturligt i områden med talrika små sjöar, mossar och myrar, dvs. i områden med hög grundvattenyta. Järn och mangan stannar på grund av syrebristen kvar lösta i vattnet i stället för att oxideras och fällas ut i markprofilen som svår-lösliga föreningar. När sådant vatten sedan vid bevattningen kommer i kontakt med syre igen sker en utfällning som kan orsaka igensättning av bevattningsutrustningen och fläckar på bladen.

Svenska grundvatten innehåller ytterst sällan organisk substans. Naturligt höga halter finns dock inom vissa områden på Gotland med hällmarker och mycket tunna jordtäcken. Innehåll av organiskt material kan annars vara ett tecken på någon typ av förorening.

Ibland kan grundvattnet innehålla mycket höga salthalter. Detta problem uppstår då och då vid vattenuttag i kusttrakter, där man kan få ett inflöde av havsvatten.

Även på vissa håll i inlandet finns risken att träffa på salt grundvatten vid borrhning av djupa brunnar. Detta grundvatten är mycket gammalt och det finns kvar i djupa berg- och jordlager sedan den tid då vissa delar av Sverige var täckt av ett salthaltigt innanhav. Mest känt för salt grundvatten är följaktligen Vänerbäckenet och Göta älvs dalgång. Även i Mälar- och Hjälmalområdet samt i Upplands, Gästriklands och Norrbottens slättland finns sådana förekomster.

I Skåne finner man inte alltför sällan instängt saltvatten. Detta vatten är av ännu äldre datum och härrör från den tid då vissa sedimentära bergarter avsattes i ökenklimat. Man har i brunnar på ca 100 meters djup funnit kloridhalter på 300-400 mg/l och vid ännu större djup har kloridhalten kunnat uppgå till ca 5000 mg/l (Nilsson, 1970).

Lokal påverkan på grundvattnets kvalitet till följd av mänskliga åtgärder förekommer också. Vägsalt, oljespill och avloppsvatten från olämpligt placerade soptippar har visat sig kunna leda till föroreningar. Likaså förekommer det på många håll i landet att miljöfarligt avfall grävts ned, oftast utan myndigheternas vetskap. Detta innebär en potentiell risk för grundvattenförorening.

Inom områden med mäktiga finkorniga jordarter är underliggande grundvattenmagasin tämligen väl skyddade mot föroreningar, åtminstone på kort sikt. Däremot är risken för påverkan påtaglig inom områden där de finkorniga jordlagren mer eller mindre saknas. Avståndet till grundvattenytan spelar också en stor roll.

Ett kontinuerligt uttag av grundvatten gör att grundvattennivån i brunnens omgivning sänks. Blir uttaget stort kan avsänkningen nå utanför det normala tillrinningsområdet, varvid vattenkvaliteten kan genomgå drastiska förändringar. Ett ökat uttag av grundvatten gör också att omloppstiden förkortas. Detta kan på sikt leda till att även väl skyddade grundvattenmagasin kan nås av vissa föroreningar.

Nedan följer en kort sammanställning över olika typer av föroreningar och deras vanligaste orsaker (Socialstyrelsen, 1979).

<u>Föroreningsämne</u>	<u>Föroreningskälla</u>
Klorider	<ul style="list-style-type: none">- Avloppsvatten från hushåll och industrier- Relikt saltvatten- Infiltration av havsvatten- Vägsalt
Sulfater	<ul style="list-style-type: none">- Avloppsvatten från industrier- Skiffer
Fluorider	<ul style="list-style-type: none">- Glasbruk- Träimpregneringsmedel- Naturligt i berggrunden

Tungmetaller	<ul style="list-style-type: none"> - Armatyr, kranar, blandare - Galvanisk industri - Vägar (beläggning)
Fenoler	<ul style="list-style-type: none"> - Avloppsvatten från gasverk och industrier - Tjärhaltiga färgämnen - Tättningsmedel - Timmer- och barkupplag
Mineralolja och mineral- oljeprodukter	<ul style="list-style-type: none"> - Motorfordon - Transportolyckor - Rörskarvar - Pumpar - Läckande oljetankar
PAH (Polyaromatiska kolväten)	<ul style="list-style-type: none"> - Dagvattenförorening från förslitning av asfalterade vägbanor och stoftnedfall från oljeförbränning

I tabell 11 ges en sammanställning av vilka halter av olika ämnen som kan betraktas som vanligt förekommande i svenska grundvatten.

Provtagning av grundvatten ur brunnar är vanligtvis problemfritt. Provet uttages efter en stunds pumpning utan avbrott och det avpumpade vattnet bör ej tillåtas rinna tillbaka i brunnen. Från brunn utan pump kan provet tas genom att snabbt sänka ner flaskorna ca 20 cm under vattenytan t.ex. med hjälp av snöre och sänke. Om brunnen är nyanlagd eller inte varit i regelbunden användning bör provet uttagas först efter någon tids omsättning av vattnet.

Sammanfattningsvis kan man säga att grundvatten i de allra flesta fall lämpar sig mycket väl för bevattning. Kvalitetsproblem som kan uppstå beror vanligen på höga klorid-, järn- och manganhalter. Den pågående försurningen leder till att man även kan förvänta sig en förhöjning av bl.a. aluminium inom de värst drabbade områdena.

Tabell 11. Vanligt förekommande halter i svenska grundvatten (Pousette et al., 1981 och Socialstyrelsen, 1981)

Mätvariabel	Pousette et al.	Socialstyrelsen	Anmärkning
pH	5-9	6-7 7-8	urberg-morän kalkberggrund-lera
Konduktivitet mS/m	5-100	5-15 10-50	urberg-morän sedimentbergart-lera
KMnO ₄ mg/l	0-25	< 1	
Ca "	5-200	-	
Mg "	2-20	-	
Hårdhet dH ^o	-	1-12	
O ₂ mg/l	-	< 10	
Na "	2-50	-	
K "	0,5-10	-	
Cl "	2-50	< 10 > 10	påverkan av relikvatten eller haussediment
SO ₄ -S "	-	< 4 4-10 > 10	Norrland och Svealand Götaland och Gotland Skåne
SO ₄ "	2-150	-	
HCO ₃ "	20-400	-	
NO ₃ -N "	0-4,5	< 1 > 1	i odlad mark
NO ₂ -N "	0-0,006	< 0,01	
NH ₄ -N "	0-0,8	< 0,5 0,5-2,0	naturligt järn- och humus- haltigt vatten
F "	0-1,5	-	
Fe ²⁺ "	0-1,0	< 1 10-20	ovanligt, beroende på redox- förhållande
Mn "	0-0,7	-	
BOD ₇ "	-	< 0,1	

Avloppsvatten

Olika avloppsvattens egenskaper. Avloppsvatten är en gemensam benämning på det vatten som efter användning återförs till naturen i mer eller mindre förändrat skick. Vid karakterisering av avloppsvatten är en indelning efter ursprung nödvändig.

Avloppsvattentyp

Källa

Kommunalt avloppsvatten

Spillvatten

- hushåll
- samhällsfunktioner
- småindustri

Dagvatten

- regnvatten från urbana områden

Dräneringsvatten

- husgrunder
- inläckande grundvatten

Industriellt avloppsvatten

Cellulosa- och pappersindustri
Livsmedelsindustri
Metallindustri
Kemisk industri
Övrig industri

För bevattnings inom jordbruket är det främst kommunalt avloppsvatten och avloppsvatten från vissa livsmedelsindustrier, typ stärkelsefabriker, mejerier och sockerbruk, som tilldrar sig intresse.

I avloppsvatten förekommer en mängd olika främmande ämnen eller föroreningar, varav de viktigaste mycket schematiskt kan delas in enligt följande.

Fasta föroreningar: Mer eller mindre suspenderat material av organiskt eller oorganiskt ursprung, såsom fibrer, mineralkorn m.m.

Syreförbrukande ämnen: Organiskt material som bryts ner av mikroorganismer under syreatgång.

Närsalter: Framförallt kväve, fosfor och kalium, men även vissa andra växt-näringsämnen, t.ex. bor.

Kemiska föroreningar: Bl.a. tungmetaller (kadmium, bly, kvicksilver m.fl.) och svårnedbrytbara organiska ämnen (fenoler, klorerade kolväten, polyaromatiska kolväten m.fl.).

Mikroorganismer: Bl. diverse sjukdomsframkallande parasiter, bakterier och virus.

Bland positiva joner i avloppsvatten från hushåll dominerar natrium, kalium, kalcium, magnesium och ammonium. Av negativa joner kan främst nämnas klorid, sulfat, fosfat och vätekarbonat. Avloppsvatten innehåller även en mängd andra joner, men koncentrationerna härav är låga. En del joner, t.ex. tungmetaller, måste dock tillmätas stor betydelse även i låga koncentrationer.

Beroende på olikheter ifråga om bl.a. industriell verksamhet uppvisar kommunalt avloppsvatten stora variationer i sammansättning från plats till plats. Sammansättningen hos livsmedelsindustrins avloppsvatten varierar likaledes inom vida gränser även ifråga om industrier av samma typ. Detta kan bero dels på att olika tillverkningsprocesser används och dels på att en del industrier återanvänder process- och sköljvatten i högre grad än andra. Det är därför omöjligt att utan föregående analyser ge några generella omdömen om avloppsvattens lämplighet för bevattning.

I tabell 12 har gjorts en sammanställning över typiska halter av ämnen i kommunalt avloppsvatten. Förekomsten av tungmetaller är relativt sparsamt dokumenterad. Värdena som redovisas i tabell 13 är från ett mycket begränsat material och kan därför inte tjäna annat än som en grov anvisning om det kommunala avloppsvattnets tungmetallinnehåll. Avloppsvatten från livsmedelsindustrier innehåller generellt sett mycket höga halter av organiska ämnen och närsalter, vilket också framgår av sammanställningen i tabell 14.

Tack vare nya tillverkningsprocesser har mängden avloppsvatten inom vissa industrier kunnat reduceras avsevärt. Stärkelseindustrin i Sverige producerar numera två typer av vatten, dels en på näringsämnen och organiskt material mycket innehållsrik fruktsaft och dels ett kombinerat frukt- och tvättvatten. Fruktsaften är att betrakta som ett gödselmedel och sprids på åkermark under hösten eller våren med flytgödselspridare i givor om ca $30 \text{ m}^3/\text{ha}$. Frukt- och tvättvattnet ses ännu så länge endast som ett kvittblivningsproblem, varför bevattning med detta vatten bara sker under höstarna på områden intill fabrikena.

Kvävet föreligger i orenat kommunalt avloppsvatten till största delen som ammoniumkväve och organiskt bundet kväve. I ett reningsverk avskiljs eller omvandlas till ammoniumkväve större delen av det organiskt bundna kvävet. Samtidigt ökar halten något av nitratkväve genom nitrifikation. Innehåller

Tabell 12. Sammanställning av typiska halter i avloppsvatten från reningsverk

Halter i utgående vatten från olika reningssteg						
Utförda analyser		Obehandlat		Mek. rening ³⁾	Biol. rening ³⁾	Biol.-kem. rening ³⁾
		(S) ¹⁾	(DK) ²⁾			
pH		6-8	7-7,5			
SS	mg/l	150-200	150-200	50-150	15-30	5-15
BOD	"	125-175	200	80-130	15-30	5-15
COD	"	300-450	350			
Tot-N	"	25-40	35	11-25	15-20	10-20
NH ₄ -N	"	15-25	25			
NO ₃ -N	"		1			
Tot-P	"	6-8	13	4-8	3-6	0,3-0,5
K	"	10-15	5-30			
Ca	"		30-120			
Mg	"		10-40			
Na	"		10-200			
Cl	"	25-75	100-150			
SO ₄	"		100			
B	"		0,8			

1) Källa: Rennerfelt & Ulmgren, 1975

2) " : Miljøstyrelsen, 1979

3) " : Statens naturvårdsverk, 1980

Tabell 13. Tungmetallinnehåll i avloppsvatten från reningsverk

Ämne	Halter i utgående vatten, mg/l				
	Biologisk el. biol.-kemisk rening (S) ¹⁾		Obehandlat (USA) ²⁾	Kemisk rening (USA) ²⁾	Biologisk rening (USA) ²⁾
	Medelvärde	Max. värde			
As			0,003	0,002	0,005-0,01
Cd	<0,002	0,007	0,004-0,14	0,004-0,028	0,0002-0,02
Co	0,006	0,010			
Cr	<0,013	0,255	0,02-0,70	0,001-0,30	0,010-0,17
Cu	0,046	0,748	0,02-3,36	0,024-0,13	0,05-0,22
Fe			0,9-3,54	0,41-0,83	0,04-3,89
Hg	<0,001	0,002	0,002-0,044	0,009-0,035	0,0005-0,0015
Mn	0,071	0,090	0,11-0,14	0,032-0,16	0,021-0,38
Ni	<0,026	0,055	0,002-0,105	0,063-0,20	0,10-0,149
Pb	<0,012	0,040	0,05-1,27	0,016-0,11	0,0005-0,20
Zn	0,140	1,600	0,030-8,31	0,015-0,75	0,047-0,35

1) Källa: Statens naturvårdsverk, 1979 (medelvärden för ca 20 reningsverk)

2) " : EPA, USA, 1977

Tabell 14. Sammanställning av halter i avloppsvatten från några livsmedels-industrier

Utförda analyser	Stärkelse- fabrik (S) ¹⁾		Stärkelse- fabrik (DK) ²⁾	Mejeri ³⁾	Socker- bruk ⁴⁾	Konserv- fabrik ⁵⁾
	Frukt- saft	Tvätt- vatten				
pH	5-6		5,4	7,5	7,3	5,0
Konduktivitet, mS/m					190	200
SS, mg/l						2500
BOD "	35000		8940	400		4000
COD, "						7000
Tot-N "	3200	100	890	45	44	120
NH ₄ -N "	1500		99	3	0	
NO ₃ -N "	<10		20	20	0	
Tot-P "	300	20	102	10	2	17
K "	4700	200	1480	25	143	
Ca "	80				220	
Mg "	200		53	4	32	
Na "	70				91	
Cl "	250				164	
SO ₄ "					25	
HCO ₃ "					972	
Mn "	30					

1) Källa: Sammanställning av information från Stärkelseföreningen

2) " : Jensen, 1981a

3) " : Jensen, 1981b

4) " : Avd. för lantbrukets hydroteknik, SLU. Analyser på vatten från sockerbruket på Gotland

5) " : Klinteby konservfabrik, Gotland

avloppsvattnet stora mängder cellulosa eller andra kolhaltiga ämnen kan kvävet växttillgänglighet minska. I övrigt kan man räkna med att kvävet i biologiskt renat avloppsvatten är att jämföra med det kväve som tillförs via handelsgödsel under förutsättning att bevattningen sker i måttliga mängder under växtsäsongen (Bouwer & Chaney, 1974).

Fosfor i orenat kommunalt avloppsvatten föreligger både som organiskt bunden och i oorganisk form. Den oorganiska fosfor kan antingen ingå i mera komplexa fosforföreningar (typ tvättmedel) eller också i form av ortofosfat (PO_4^{3-}), den för växten mest lättillgängliga formen. I reningsverket avlägsnas eller omvandlas till ortofosfat större delen av den organiskt bundna fosfor och en hel del av de komplexa fosforföreningarna. I biologiskt renat avloppsvatten finns sålunda vid bevattningen större delen av fosfor i form av direkt växttillgängligt ortofosfat (Nesbitt, 1973). Undersökningar visar att även mera svårtillgänglig fosfor snabbt omvandlas (hydrolyseras) i marken till ortofosfat (Bouwer & Chaney, 1974). Vid normal bevattningsintensitet kan man därför räkna med att fosfor är växttillgänglig i samma utsträckning som i handelsgödsel.

Kalium förekommer huvudsakligen elementärt i löst form och är alltså växttillgänglig.

Svavel i avloppsvatten, behandlat eller obehandlat, föreligger huvudsakligen som sulfatjoner och därmed växttillgängligt. Dessutom brukar en del av svavlet ingå i vissa organiska föreningar (framförallt i proteiner). Det organiskt bundna svavlet bryts dock under aeroba markförhållanden snabbt ner till sulfatjoner (Robertson, 1979).

Avloppsvattnets innehåll av bor har på vissa håll ökat under de senaste åren allteftersom borater har ersatt fosfater i syntetiska tvättmedel. Enligt amerikanska uppgifter kan halterna av bor i biologiskt renat avloppsvatten vara så höga som 0,9 mg/l (Bouwer & Chaney, 1974).

Som tidigare påtalats ingår en rad icke önskvärda komponenter i avloppsvatten. Det rör sig framförallt om kemiska och mikrobiologiska föroreningar. De kemiska föroreningarna utgörs dels av metaller och dels av organiska biocider.

Tungmetaller kan förekomma i flera former i avloppsvatten, nämligen i form av hydratiserade joner, komplex, kelater, utfällningar och adsorbtivt bundna joner. Utfällda och adsorberade tungmetaller avskiljs vid konventionell rening, medan övriga tungmetaller har större möjlighet att passera (Robertson, 1979).

Konventionell avloppsvattenrening medför en ca 90-procentig reduktion av svårnedbrytbara organiska giftämnen med låg löslighet i vatten. Detta gäller för t.ex. polyaromatiska kolväten, PCB och ett flertal pesticider. Vid klorering av avloppsvatten beräknas omkring 0,5-3 % av tillsatt klor bilda organiska klorföreningar (Hultman, 1976). Klorering av avloppsvatten kan också leda till korrosionsskador på bevattningsutrustningen.

I avloppsvatten finns även detergent (ytspänningsnedsättande medel) som härrör från tvättmedel. Dessa ger i större mängder skumbildning, vilket hindrar den biologiska nedbrytningen och även syreutbytet mellan vatten och atmosfär påverkas negativt.

Användning för bevattning. Avloppsvatten har sedan lång tid tillbaka och på många håll i världen utnyttjats för bevattning. I vissa länder har normer upprättats som reglerar användningen. Detta är bl.a. fallet i Västtyskland, USA och Israel. Normerna är till huvudsaklig del inriktade på följande hygieniska problem:

- hygieniska risker med hänvisning till grödan och dess utnyttjande, särskilt om denna är avsedd för human konsumtion eller som bete åt djur,
- hygieniska risker i samband med vattnets spridning, särskilt med tanke på aerosolbildning och vindavdrift, vilket kan kräva vissa skyddsavstånd till vägar och bebyggelse m.m.,
- föroreningsrisker med hänsyn till mark och grundvatten, särskilt i närheten av vattentäcker.

De högst ställda reningskraven avser bevattning av grönsaker, särskilt sådana för konsumtion råa. Kraven är då att jämföra med de som gäller för konsumtionsvatten. Som motsatt ytterlighet accepteras enbart mekanisk rening (slamavskiljning), ibland kombinerad med klorering. Man har då istället infört restriktioner ifråga om vilka grödor som kan komma ifråga samt tidpunkt för sista bevattning i förhållande till tiden för skörd (Jonsson 1977, Socialstyrelsen 1982, Bramm & Tietjen 1980).

I Sverige där bevattningen fått större omfattning först under senare tid är däremot erfarenheterna begränsade. En del försök har dock utförts och för närvarande pågår två projekt med kommunalt avloppsvatten, det ena inom Sölvesborgs kommun och det andra på Gotland. Avloppsvatten från livsmedelsindustrin har däremot på vissa håll under senare år utnyttjats för bevattning, bl.a. vid sockerbruket i Roma på Gotland.

I Sverige finns inga normer som anger hygieniska kvalitetskrav på bevattnings-

vatten. Här får den allmänna miljö- och hälsovårdslagstiftningen vara vägledande. Med den väl utbyggda avloppsvattenrening som finns i vårt land är det ingen anledning att utgå från lägre kvalitet än vatten som genomgått biologisk rening.

Ett annat problem som måste ägnas uppmärksamhet är föroreningsrisken med hänsyn till mark och grundvatten. Särskilt tungmetallanrikningen vid långvarigt utnyttjande av avloppsvatten måste beaktas.

I sammanfattning gäller här följande:

- på vissa mycket sandiga, grusiga jordar kommer det aldrig att ske en uppbyggnad till giftiga nivåer då dessa innehåller allt för litet ler eller organiskt material; där föreligger däremot risk för transporter ner till djupare liggande jordlager eller till grundvattnet,
- på alla övriga jordar kan det ackumuleras giftiga nivåer av metaller; tröskelvärdet beror på växtslaget, markens pH-värde, ler- och humushalt och de ackumulerade metallernas samverkande effekt ((EPA, 1977).

Östersjövatten¹⁾

Enligt flertalet internationella rekommendationer kan vatten med Östersjöns salthalt inte användas vid bevattning. Det har dock visat sig att man i Sverige, främst tack vare vårt svala och fuktiga klimat, under vissa förutsättningar kan använda östersjövatten vid bevattning (Nääs, 1956-57).

Salthalten i Östersjön stiger kraftigt från norr till söder. Ytvattnets salthalt är sålunda mindre än 1 g/l (ca 160 mS/m) vid Haparanda, ca 5 g/l (ca 780 mS/m) vid Gävle, ca 6 g/l (ca 940 mS/m) utanför Stockholm, för att stiga till 8-9 g/l (ca 1250-1400 mS/m) utanför Skånes östra sida. I södra delen av Kalmarsund och vid södra Gotland är salthalten ungefär lika hög som vid sydöstra Skåne (Nitsch, 1967; Johansson, 1978).

Variationer i ytvattnets salthalt mellan och inom olika år överstiger ute i Östersjön sällan 1 g/l. På Skånes västsida vid inloppet till Öresund är variationerna kraftigare och salthalterna ofta höga på grund av inströmmande vatten från Nordsjön. Invid stränderna kan salthalten vara lägre och variera betydligt till följd av utspädning med utströmmande sötvatten från fastlandet.

1) Östersjövattnets användning har utförligt behandlats av Nitsch, 1967.

Av saltet i östersjövattnet dominerar natrium- och kloridjonerna helt. Dessa joner utgör 75-80 viktsprocent av den totala saltmängden. I genomsnitt ingår klorid med 53 %, natrium 30 %, magnesium 4 %, kalcium 2 %, kalium 1 %, sulfat 8 % och vätekarbonat 2 %. I små mängder kan man dessutom återfinna en rad spårämnen. Av dessa kräver bor särskild uppmärksamhet. Borhalten i ytvattnet stiger med den totala salthalten från 0,5 mg/l i Bottenhavet till 1,1 mg/l i södra Östersjön (Nitsch, 1967).

Redan vid bevattning med måttliga mängder östersjövatten tillföres jorden sålunda ansevärliga mängder salt. Bevattnar man med t.ex. 30 mm vatten med en salt-halt av 7 g/l tillför man 2100 kg salt per hektar. Med ett borinnehåll på 1 mg/l blir givan 0,3 kg bor per hektar. Detta motsvarar en gödsling med ca 3 kg borax per hektar.

Svenska försök visar att nederbörden under vinterhalvåret nästan alltid är tillräcklig för att laka ut de lösta salterna. Någon risk för saltanrikning i markvätskan från år till år föreligger därför knappast. Om nederbörden räcker för att laka ut tillfört bor finns det däremot inga undersökningar som visar.

Östersjövattnets sammansättning påverkar de till markpartiklarna bundna utbytbara jonerna på så sätt att kalcium ersätts av natrium och magnesium. Detta leder på sikt till försämrad markstruktur på i första hand lerjordar. Lerjordar i öppet bruk bör därför, med undantag för kalkrika leror, inte bevattnas med östersjövatten.

Vid bevattning med östersjövatten kommer huvuddelen av de saltmängder som tillförs att tvättas ut med dräneringsvattnet eller nå grundvattnet. Salthalten kan därför öka i närliggande brunnar.

Nedan anges i kort sammanfattning vad man bör iakttaga vid bevattning med östersjövatten:

1. Ej tillföra mer vatten än jorden vid varje tidpunkt kan magasinera, dvs. ej bevattna över fältkapacitet.
2. Upprätthålla god näringsbalans i markvätskan genom riklig gödsling med kalium, kalcium och fosfor och genom att undvika klorhaltiga och borhaltiga gödselmedel.
3. Ej bevattna på struktur känsliga lerjordar utan begränsa användningen till lätta jordar med enkelkornstruktur, undantag kan dock göras för permanenta betesvallar och kalkrika moränleror.
4. Ej bevattna grödor under deras groddplantstadium och endast grödor i gruppen "salttoleranta" med undantag för vissa vallväxter som i svenska försök

svarat positivt för bevattning med östersjövatten. Bäst lämpade är blå-lusern, ängssvingel, rödsvingel och ängsgröe och i viss mån även hund-äxing, foderlost och vitklöver.

5. Undvika brännskador på bladen i känsliga grödor genom bevattning nattetid eller exempelvis droppbevattning.

VÄGLEDNING FÖR BEDÖMNING AV KEMISK VATTENKVALITET VID BEVATTNING

August Håkansson och Jenny Kreuger

INNEHÅLLSÖVERSIKT OCH SAMMANFATTNING

Kravet på vattenkvalitet vid bevattning betingas av grödans allmänna salttolerans, dess känslighet för specifika joner, jordens kemiska och fysikaliska egenskaper, klimatförhållandena, mängden vatten som behöver tillföras, den naturliga utlakningens omfattning m.m. Utländska studier på området liksom på grundval därav utarbetade riktlinjer för kvalitetskrav på bevattningsvatten avser främst arida och semiarida förhållanden och mera sällan klimat- och odlingsbetingelser liknande de i vårt land.

I uppsatsen görs försök att trots betydande klimatiska olikheter utnyttja tillgängligt utländskt material som stöd för anvisningar rörande krav på vattenkvalitet vid bevattning av olika grödor under våra odlingsbetingelser.

EXEMPEL PÅ RIKTLINJER FÖR OLIKA KLIMATOMRÅDEN

Utländska erfarenheter visar, att det är svårt att ange kvalitetsnormer för bevattningsvatten. Faktorer som klimat och jordart, grödans toleransförmåga och utvecklingsstadium, bevattningsteknik och mängden vatten som behöver tillföras påverkar i hög grad de krav som måste ställas. Ju mera uttalat bevattningsbehovet är, dess mera framträdande är kraven på god vattenkvalitet. Under arida förhållanden kan bevattningsbehovet i extrema fall uppgå till 2000 mm per år. Markprofilen blir kanske inte under någon del av året föremål för naturlig utlakning genom nederbörd utan måste lakas med riklig bevattning för att inte alltför skadliga salthalter skall byggas upp i profilen.

FAO har utarbetat vissa riktlinjer som här kortfattat återges i tabell 1. De är främst avsedda för bevattning i arida och semiarida områden och är därför i flera avseenden inte lämpade för våra förhållanden. Riktlinjerna förutsättes modifieras med ledning av lokala erfarenheter, då speciella förutsättningar beträffande jord, gröda eller bevattningsförfarande föreligger. Det är ej möjligt att här lämna de utförliga kommentarer till tabellen som är erforderliga. Hänvisning görs därför till skriften "Water quality for agriculture" av Ayers & Westcot (1976) liksom till "Quality of irrigation water" av Shainberg & Oster (1978).

Tabell 1. Riktlinjer för bedömning av bevattningsvattnets kvalitet under semi-arida/arida förhållanden (efter Ayers & Westcot, 1976 och Ayers, 1977).

Problemområden		Grad av problem		
		Inga problem	Ökande problem	Svåra problem
Salthalt				
EC _w , mS/m		< 75	75-300	> 300
TDS, mg/l		< 480	480-1920	> 1920
Genomsläpplighet				
EC _w , mS/m		> 50	50-20	< 20
adj. SAR	1)			
Montmorillonit		< 6	6-9	> 9
Illit-Vermikulit		< 8	8-16	> 16
Kaolinit-seskvioxider		< 16	16-24	> 24
Olika joners giftighet				
Genom rotadsorption				
Natrium, adj. SAR	2)	< 3	3-9	> 9
Klorid, me/l	2)	< 4	4-10	> 10
mg/l		< 142	142-355	> 355
Bor, mg/l	3)	< 0,5	0,5-2,0	> 2,0
Genom bladadsorption				
Natrium, me/l	4)	< 3	> 3	-
mg/l		< 69	> 69	-
Klorid, me/l	4)	< 3	> 3	-
mg/l		< 106	> 106	-
Övrigt				
NH ₄ -N och NO ₃ -N (gäller känsliga grödor), mg/l		< 5	5-30	> 30
HCO ₃ (vid spridarbevattning), me/l		< 1,5	1,5-8,5	> 8,5
pH		normalt intervall 6,5-8,4		

1) adj. SAR (natriumadsorptionskvot) kan beräknas med formel på sid. 17.

2) Här angivna värden är i första hand tillämpliga för vedartade växter, vilka är känsliga för natrium och klorid. För de flesta annuella grödor är det tillräckligt att beakta kraven rörande salttolerans enligt tabell 6 på sid. 36 eller tabell 4 på sid. 65. Se även texten sid. 37-41.

3) Se även tabell 8 på sid. 41.

4) Vid spridarbevattning av känsliga grödor kan natrium och klorid över 3 me/l under vissa förhållanden ge skador genom bladadsorption (se även texten på sid. 38-39).

Under humida förhållanden kan högre salthalter i vattnet accepteras beroende på 1) den avsevärt mindre vattenmängd som vanligen behöver tillföras under växtsäsongen för att komplettera den naturliga nederbörden och 2) de naturliga utlakningsprocesser som normalt pågår under höst och vinter och som förebygger en successiv saltanrikning i rotzonen.

Detta belyses bl.a. i tabell 2, som anger riktlinjer för bevattningsvattnets salthalt och kloridhalt under humida och semiarida/arida förhållanden. Denna tabell har utarbetats av Rijtema, Holland, och kan vad avser humida förhållanden vara tillämplig även i vårt land.

Tabell 2. Gränsvärden för bevattningsvattnets salthalt och kloridkoncentration i humida samt i semiarida och arida områden (efter Rijtema, 1981).

Grödans känslighet	Salthalt/kloridhalt (mg/l) vid ett årligt bevattningsbehov av	
	100-300 mm humida områden	300-1000 mm semiarida, arida områden
Känsliga	500/200	250/100
Måttligt känsliga	1250/400	750/200
Måttligt toleranta	2000/700	1000/350

Anm. För varje ökning av den totala salthalten med 100 mg/l utöver angivna siffror kommer skörden i medeltal att minska med 1%, 0,5 % och 0,5 % för respektive känsliga, måttligt känsliga och måttligt toleranta grödor i humida områden och med det dubbla i semiarida/arida områden. Motsvarande för klorid är 3,5 %, 2 % och 2 % i humida områden och det dubbla i semiarida/arida områden.

Tabell 3. Riktlinjer för antalet bevattningar i följd utan utlakande regn till grödor av olika salttolerans. Avser humida förhållanden (Lunin et al., 1960).

Vattenkvalitet		Antal bevattningar à 30 mm		
TDS mg/l	EC _w mS/m	Salttoleranta växtslag	Måttligt salt- toleranta växtslag	Saltkänsliga växtslag
640	100	ingen gräns	15	7
1 280	200	11	7	4
1 920	300	7	5	2
2 560	400	5	3	2
3 200	500	4	2-3	1
3 840	600	3	2	1
4 480	700	2-3	1-2	-
5 120	800	2	1	-

Anm. Svenska erfarenheter tyder på att man på lätta jordar kan bevattna salttoleranta och måttligt salttoleranta växtslag flera gånger per år än vad som anges i tabellen (Johansson & Linnér, 1977).

Tabell 3 ger också riktlinjer för humida förhållanden. Den har amerikanskt ursprung och belyser hur man kan utnyttja olika vattenkvaliteter. Vanligen är man bunden till en viss vattenkvalitet, och frågan är då hur denna kan utnyttjas - till vilka grödor och i vilken omfattning. Riktlinjerna förutsätter, 1) att det vid bevattningssäsongens början inte finns några salter upplagrade i rotzonen från föregående säsong och 2) att någon utlakning inte ägt rum under pågående bevattningssäsong. Man kan konstatera, att det är möjligt att utnyttja ganska olika vattenkvaliteter, om man beaktar växtslaget och anpassar den totalt tillförda vattenkvantiteten så att den i marken upplagrade saltmängden ej blir för stor.

VÄGLEDNING FÖR SVENSKA FÖRHÅLLANDEN

I detta avsnitt görs försök att med stöd av tidigare redovisat material ange riktlinjer för bevattning med salthaltigt vatten under våra betingelser. Bevattningsbehovet är ofta inte mer än något 100-tal mm, och vissa år föreligger kanske inte något bevattningsbehov. Växtsäsongen är kort, och markprofilen lakas i de flesta fall med ett par hundra mm nederbörd under vinterhalvåret, även om utpräglade torrår kan utgöra markanta undantag. Varje vegetationsperiod kan därför i regel betraktas för sig utan successiv saltupplagring mellan år. Detta gäller i varje fall för lättare jordar och någorlunda normala nederbördsförhållanden. Styva leror kan ibland utgöra undantag.

Därtill kommer att våra jordar genom sin mineralogiska sammansättning delvis är mindre känsliga för hög natriumhalt i vattnet än på många andra håll (se närmare sid. 26).

Grödors salttolerans

Tabell 4 ger information om olika grödors tolerans för saltupplagring i rotzonen. Den anger tröskelvärden för ledningsförmågan i mättat jordextrakt (EC_e). Tröskelvärdena representerar salthalter som kan beräknas ge 0, 10, 25 och 50 procents skördenedsättning i jämförelse med bevattning under saltfria förhållanden. Då alternativet i regel är ingen bevattning alls, kan en viss reducerad effekt av saltvattenbevattningen ofta accepteras.

Anm.: I fråga om vägledning rörande hygienisk vattenkvalitet hänvisas till Jonsson (1977) och Socialstyrelsen (1982).

Tabell 4. Grödors salttolerans. Anger ledningsförmågan i mättat jordextrakt, EC_e mS/m, vid olika förväntad procentuell skördenedsättning jämfört med saltfria förhållanden (Efter Maas & Hoffman 1977, Ayers 1977, Water Quality Criteria 1972).

Gröda	EC _e -värden vid olika förväntad skördenedsättning			
	0 %	10 %	25 %	50 %
Å - k - e - r - v - ä - x - t - e - r				
Korn ²⁾	800	1000	1300	1800
Sockerbetor ³⁾	700	870	1100	1500
Raps ¹⁾				
Råg ¹⁾				
Vete ²⁾	600	740	950	1300
Havre ¹⁾				
Majs	170	250	380	590
Potatis	170	250	380	590
Lin	170	250	380	590
Bondböna	160	260	420	680
F - o - d - e - r - v - ä - x - t - e - r				
Engelskt rajgräs	560	690	890	1220
Fodervicker	300	390	530	760
Blålusern	200	340	540	880
Fodermajs	180	320	520	860
Hundäxing	150	310	550	960
Foderlosta				
Ängskavle	150	250	410	670
Klöver	150	230	360	570
Timotej ¹⁾				
K - ö - k - s - v - ä - x - t - e - r				
Sojaböna	500	550	620	750
Rödbeta ³⁾	400	510	680	960
Broccoli	280	390	550	820
Tomat	250	350	500	760
Gurka	250	330	440	630
Spenat	200	330	530	860
Vitkål	180	280	440	700
Sallad	130	210	320	520
Rädisa	120	200	310	500
Lök	120	180	280	430
Morot	100	170	280	460
Trädgårdsbönor	100	150	230	360
F - r - u - k - t o - c - h b - ä - r				
Äpple	170	230	330	480
Päron	170	230	330	480
Plommon	150	210	290	430
Björnbär	150	200	260	380
Hallon	100	140	210	320
Jordgubbe	100	130	180	250

1) För vissa grödor saknas detaljerade uppgifter om salttolerans. Inplacementen i förhållande till övriga grödor ger dock viss information om saltkänsligheten.

2) Korn och vete uppvisar lägre salttolerans under groddplantstadiet. EC_e -värdet bör då ej överstiga 400-500 mS/m.

3) Sockerbeta och rödbeta uppvisar lägre salttolerans under groningen. EC_e -värdet bör ej överstiga 300 mS/m.

Tabellen bygger huvudsakligen på amerikanska undersökningar. En del i svensk växtodling förekommande växtslag saknas i förteckningen. En viss komplettering är möjlig med stöd av inhemska undersökningar (Näås 1956-57, Nitsch 1967). Dessa ger dock ingen siffermässig klassning av salttoleransen i likhet med tabell 4. Sammanfattande om särskilt fodergrödorna i svenska undersökningar kan sägas, att blålusern, ängssvingel, rödsvingel och ängsgröe liksom i viss mån även hundäxing och foderlostä har gett betydande skördeökningar vid bevattning med östersjövattnet. Krypven, timotej och rödklöver har däremot lämnat obetydliga skördestegringar eller rent av skördesänkning (se närmare om östersjövattnets användbarhet för bevattning till olika grödor, Nitsch 1967).

Utvärdering av total salthalt

Med kännedom om bevattningsvattnets salthalt och grödans salttolerans enligt tabell 4 sker utvärderingen av vattnets användbarhet med stöd av diagrammet i fig. 1.

Diagramföresättningar

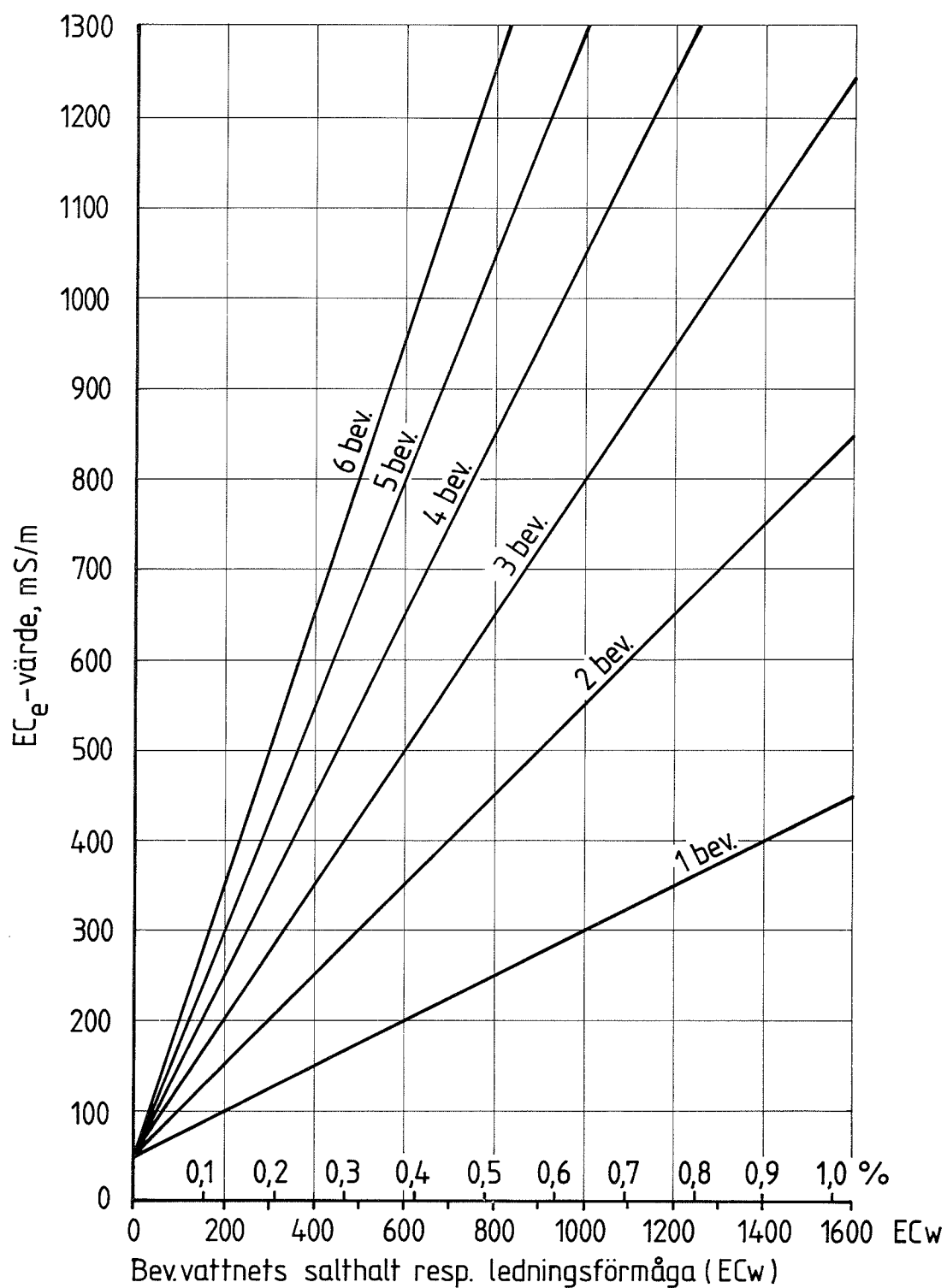
För diagrammet gäller följande föresättningar:

- att rotzonens totala vattenmagasin vid fältkapacitet utgörs till 1/3-del av ej växttillgängligt och till 2/3-delar av växttillgängligt vatten,
- att bevattning sker när hälften av det växttillgängliga vattnet är förbrukat,
- att rotzonen i utgångsläget ej är saltanrikad genom tidigare utförd bevattning,
- att överbevattning med vattentransporter till horisonter under rotzonen ej sker,
- att marken är väl dränerad och att upptransport av salthaltigt vatten från nivåer under rotzonen ej äger rum.

Dessa allmänna föresättningar ligger till grund för i diagrammet angivna samband mellan grödans salttolerans, uttryckt som EC_e -värde, och kravet på vattenkvalitet (EC_w) vid olika intensiv bevattning. De tecknade sambanden kan sammanfattas i ekvationen

$$EC_e = 50 + \frac{n \times EC_w}{4} \quad (1)$$

där n anger antalet bevattningar. Den konstanta termen utgör en skattning av markvätskans EC_e -värde i utgångsläget innan bevattning satts in. Den närmare innebörden av övriga här använda beteckningar framgår av begreppsförklaringen (sid. 7).



Figur 1. Diagram för utvärdering av salthaltigt bevattningsvattens användbarhet. Utvärderingen sker med ledning av bevattningsvattnets salthalt eller ledningsförmåga och grödans salttolerans enligt tabell 4. Se anvisningar på sid. 66 ff.

Eftersom markvätskans ledningsförmåga (EC_{sw}) vid fältkapacitet är ungefär dubbla EC_e -värdet (se sid. 22) kan ekvation (1) också skrivas

$$EC_{sw} = 100 + \frac{n \times EC_w}{2} \quad (2)$$

Det framgår här att markvätskans ledningsförmåga redan efter två bevattningar är i nivå med bevattningsvattnets, vilket man enligt de ovan angivna allmänna förutsättningarna kanske först skulle förväntat sig efter tre bevattningar. Man har emellertid här att ta hänsyn till att markvätskan koncentreras genom växternas vattenupptagning fram till tidpunkten för nästa bevattning. Vidare råder viss osäkerhet om utgångsläget.

Markvätskans ledningsförmåga i utgångsläget påverkas främst av gödslingsintensitet och gödslingstidpunkt. Den kan vid intensiv gödsling vara högre närmaste tiden efter gödslingen i det markskikt där gödseln tillförts. Under senare delen av växtsäsongen har effekten till betydande del avklingat (Wiklander 1965). I ekvation (1) har ledningsförmågan i utgångsläget angivits som konstant för att möjliggöra konstruktion av ett enkelt diagram. Det hindrar emellertid inte, att man vid den bedömning man gör med stöd av diagrammet tar hänsyn till de särskilda förhållanden som råder i det enskilda fallet. Den närmaste tiden efter en intensiv gödsling kan EC_e -värdet mycket väl vara 2-3 gånger högre i det markskikt gödseln tillförts än det här för utgångsläget antagna EC_e -värdet 50 (jfr Lunin et al. 1960).

Vägledning vid utvärdering

- 1) Med kännedom om bevattningsvattnets ledningsförmåga (EC_w) eller salthalt går man in i diagrammet (fig. 1).
- 2) De för den aktuella grödan gällande EC_e -värdena (tröskelvärdena) erhålles ur tabell 4.
- 3) Diagrammet ger överblick. Man ser efter hur många bevattningar som kan utföras inom ramen för en acceptabel tröskelnivå med den vattenkvalitet som står till förfogande. Man bör normalt utgå ifrån att minst två bevattningar skall vara möjliga. Det är knappast tillfredsställande att på grund av hög salthalt i bevattningsvattnet tvingas begränsa bevattningen till en enda giva om torkan skulle fortsätta. Resultatet kan då bli sämre än om bevattning över huvud taget ej satts in.
- 4) Regn under pågående bevattningssäsong, vilket kan beräknas ha uppfångats i rotzonen, beaktas på vanligt sätt vid val av bevattningstidpunkt men påverkar ej utvärderingen enligt diagrammet.
- 5) Regn med påtaglig utlakande effekt kan medge att enligt fig. 1 given rekommendation kan överskridas, om behov av ytterligare bevattning under säsongen skulle aktualiseras.
- 6) Vid ihållande torka kan bevattning utöver givna rekommendationer erfordras. Man torde kunna överskrida med i första hand en bevattning. Det

kan då vara lämpligt att tillföra vattnet vid lägre uttorkningsgrad. Detta är särskilt motiverat på lätta jordar. På styvare jordar får man vara medveten om att åtgärden kan öka strukturproblemen. Ytterligare saltvattenbevattning får bedömas med ledning av diagrammet och de högre tröskelvärden som uppnås.

- 7) Överbevattning i utlakande syfte har effekt först vid 4:de bevattningen. Dessförinnan är effekten negativ och ger ökad saltanrikning i rotzonen (se fig. 5 på sid. 21). Undvik därför att tillföra mera vatten än rotzonen kan magasinera.
- 8) Man bör vidare vara medveten om
 - att lättlösliga gödselmedel höjer jonkoncentrationen i markvätskan (se sid. 68),
 - att kapillär upptransport kan ge särskilt stor saltanrikning i ytskiktet,
 - att växterna i regel är mera känsliga i tidigt utvecklingsstadium, då rotsystemet också ligger mera ytligt,
 - att hög saltkoncentration är mera skadlig vid hög avdunstning (stress),
 - att verkningarna av hög saltkoncentration på grödan blir mera uttalade ju längre tid den exponeras.

Diagrammet är vägledande. Salttoleransen beror såsom tidigare framhållits på många faktorer relaterade till gröda, jord och klimat. En jämförelse och utvärdering mot utländska rekommenderade gränsvärden och riktlinjer avsedda för humida förhållanden har utförts, främst mot de här refererade av Rijtema, 1981, och Lunin, 1960. Någon fältmässig prövning av i diagrammet givna samband eller i tabell 4 upptagna tröskelvärden under våra odlingsbetingelser har ej utförts. Det skulle krävt en mycket stor arbetsinsats och kostnad. Tillämpbarheten under våra förhållanden har emellertid bedömts mot bakgrund av tidigare i vårt land utförda saltvattenförsök (Nääs 1956-57, Nitsch 1967) liksom nu pågående försök samt samlad praktisk erfarenhet av saltvattenbevattning. Medverkan har därvid lämnats av agr.dr Harry Linnér.

Genomsläpplighet

Saltvattenbevattningens inverkan på markstruktur och genomsläpplighet behandlas mera utförligt på sid. 25-30.

Allmänt gäller, att man bör vara försiktig med saltvattenbevattning på flertalet lerjordar. På lätta jordar i enkelkornstruktur är risken mindre eller obefintlig. Även på kalkrika leror är risken relativt liten. Permanenta valar ger ett relativt gott skydd mot strukturnedbrytande krafter. Den bästa läkande effekten på förstörd markstruktur uppnås med tillförsel av kalcium i form av gips. Vanlig släckt kalk eller kalkstensmjöl har dålig effekt på grund av låg löslighet.

De ogynnsamma effekterna av saltvattenbevattning visar sig kanske inte omedelbart. En hög jonkoncentration i markvätskan verkar i viss mån stabiliserande. Först när höstnederbörden sänkt markvätskans saltkoncentration framträder strukturskadorna fullt ut. Det är under utlakningsfasen lättare att bli av med en skadlig kloranrikning än den ur struktursynpunkt ogynnsamma natriummättnaden (jfr sid. 29).

Olika joners giftighet

Den tidigare behandlade allmänna salttoleransen hos olika grödor kompletteras här med inverkan av speciella joner. Bevattning med salthaltigt vatten ger i vissa fall upphov till rubbningar i växternas ämnesomsättning och även ibland till rent toxiska effekter. Det är särskilt anledning att beakta detta ifråga om natrium, klorid, bor och tungmetaller.

Natrium (se även sid. 38-39)

Rotadsorption: Jonbalansen mellan natrium och kalcium är viktig. Den på sid. 38 redovisade tabell 7 anger toleransgränser för vissa grödor med avseende på procentandelen utbytbart natrium i jorden (ESP). Tabellen kan äga giltighet även under våra förhållanden. Mycket känsliga är främst vedartade växter som t.ex. fruktträd. Men även bönor uppvisar betydande känslighet.

ESP-värdet erhålles genom markanalys (se närmare sid. 26). Om man inte har möjlighet att utföra en sådan analys kan SAR-värdet ge ledning, vilket som tidigare redovisats lätt beräknas ur bevattningsvattnets halt av Na, Ca och Mg i me/l.

$$\text{SAR} = \text{Na} : \sqrt{(\text{Ca} + \text{Mg})/2} \quad (\text{se närmare sid. 17-18})$$

Förutsättningen är då att markvätskan inte är saltanrikad i förhållande till bevattningsvattnet. Under våra förhållanden med i de flesta fall utlakning av eventuell saltanrikning mellan odlingssäsongerna kan man räkna med att tillföra 2-3 bevattningar innan markvätskans salthalt når upp till bevattningsvattnets. Nedan har de i tabell 7 på sid. 38 angivna toleransgränserna uttryckts i SAR-värden.

Tolerans	SAR-värde	Gröda	Kommentar
Mycket känsliga	2-8,5	Fruktträd	Symptom på natriumförgiftning även vid låga värden
Känsliga	8,5-18	Bönor	Minskad tillväxt även om markstrukturen är god
Måttligt toleranta	18-46	Klöver Havre Ängssvingel	Minskad tillväxt beroende på både näringsrubbing och försämrad markstruktur
Toleranta	46-102	Vete Lusern Korn Tomat Sockerbeta	Minskad tillväxt vanligen beroende på försämrad markstruktur

Anm.: Samband mellan ESP och SAR-värden vid jonjämvikt mellan bevattningsvatten och markvätska erhålles ur följande uttryck:

$$ESP = \frac{100(-0,0126 + 0,01475 \text{ SAR})}{1 + (-0,0126 + 0,01475 \text{ SAR})}$$

Bladadsorption: Under varma och torra förhållanden kan skador på fruktträd uppkomma vid halter över 70 mg Na/l el. 3 me/l (se sid. 39).

Klorid (se även sid. 39)

Känsliga är främst vedartade växter. Här kan t.ex. nämnas äpple, päron, plommon, körsbär samt hallon och andra Rubus-arter. Jordgubbe är mycket känslig. Känsligheten ökar i nu nämnd ordning.

Rotadsorption: För jordgubbe och hallon bör kloridkoncentrationen i markvätskan ej överstiga 5-10 me/l och för övriga här nämnda växtslag ej 20-40 me/l. Det innebär att man under våra förhållanden skulle kunna ge 2-3 bevattningar med vatten av angiven kloridhalt innan skaderisk föreligger.

Bladadsorption: Ovan angivna växter med undantag för jordgubbe tar särskilt lätt upp klorid genom bladverket. Kloridkoncentrationen i bevattningsvattnet får därför inte överskrida 2-5 me/l om bladverket fuktas vid bevattningen. Risken för skador är större i varmt och torrt väder. Bevattning nattetid med kontinuerlig påförsel bör eftersträvas.

Utöver det anförda kan erinras om att potatis och lök är klorkänsliga grödor. Nitsch (1967) rapporterar negativa effekter av bevattning med östersjövatten och holländska undersökningar (v.d. Berg 1950) anger försämrad kvalitet redan vid låga salthalter i markvätskan. Klorhaltiga gödselmedel bör givetvis undvikas.

Bor (se även sid. 31 och 40)

Tabell 8 på sid. 41 anger för ett antal grödor acceptabel borhalt i bevattningsvattnet. De angivna värdena avser regelbunden bevattning. Neutrala eller alkaliska jordar med hög adsorptionskapacitet verkar tillfälligt dämpande på effekten av borttillförsel. I vårt klimat med förhållandevis små bevattningsmängder kan det underlätta bedömningen att beräkna den totalt tillförda bormängden under bevattningssäsongen. I östersjövattnen är borhalten ca 1 mg/l. Vid bevattning med 100 mm tillföres då $100 \times 10 \times 0,001 = 1$ kg bor per ha. Detta motsvarar en gödsling med ca 10 kg borax per ha. Kvarstående effekter påföljande växtsäsong beaktas säkrast genom analys av jorden.

Tungmetaller

Tillförsel av tungmetaller till åkerjord med bevattningsvattnen är ett problem som aktualiserats med ökade halter av dessa ämnen i olika typer av vatten. Tungmetaller som rekommenderas speciell uppmärksamhet är bly, kadmium och kvicksilver. De fyller inte någon funktion hos växter eller djur, vilket de flesta andra metaller i små mängder gör, och har dessutom den egenskapen, att de anrikas i levande organismer.

Vissa tungmetaller är mycket orörliga i mark. En ackumulering till giftiga nivåer kan därför på sikt tänkas ske, även om halterna i bevattningsvattnet är låga. Tungmetaller tillförs åkerjorden också på andra sätt, bl.a. genom handelsgödsel och slamprodukter.

Det är främst med avloppsvattenutsläpp som tungmetaller tillförs vattensystemen. Halterna kan variera i betydande grad. Orter med metallindustri har i regel högre halter i avloppsvattnet. En betydande del av tungmetallerna återfinns i reningsverkens slamprodukter. Den del som följer med utgående vatten till recipienten är mestadels partikelbunden och avsätter sig successivt nedströms utsläppspunkten. Utspädningen i recipienten sänker halterna. Torra år med ringa vattenföring i recipienten kan förväntas uppvisa de högsta halterna. Mest observant på tungmetallföroreningar måste man givetvis vara om man direkt bevattnar med avloppsvatten.

Några riktlinjer för högsta tillåtna tungmetallhalter i bevattningsvattnen finns ej i vårt land. De riktlinjer som uppställts i USA och Canada med avseende på högsta tillåtna tungmetallhalter vid kontinuerlig bevattning redovisas i tabell 5. De angivna värdena får uppfattas som grova skattningar. Allmänt kan sägas, att ifråga om de speciellt farliga miljögifterna kadmium och

kvicksilver bör spridningen begränsas i största möjliga omfattning. Tillförsel av tungmetaller till sandjordar, i synnerhet sura och magra sådana, bör särskilt undvikas, då man under sådana förhållanden har att räkna med större risk för utlakning liksom ökad växttillgänglighet av ämnena ifråga. Jfr även med sid. 32, 41 samt 50-56.

Tabell 5. Rekommenderade högsta tillåtna tungmetallkoncentrationer i bevattningsvatten i USA och Canada (efter Water Quality Criteria, 1972 och Reeder, 1979).

Ämne	USA, 1972 mg/l	Canada, 1979 mg/l
Aluminium (Al)	5,0	-
Arsenik (As)	0,1	0,1-1,0 sandjord, 1,0-2,0 lerjord
Beryllium (Be)	0,1	-
Bly (Pb)	5,0	5,0
Bromid (Br) ¹⁾	-	-
Fluor (F)	1,0	-
Järn (Fe) ²⁾	5,0	-
Kadmium (Cd)	0,01	0,01
Kobolt (Co)	0,05	-
Koppar (Cu)	0,2	0,2-1,0 (beror på grödans känslighet)
Krom (Cr)	0,1	0,1
Litium (Li)	2,5	-
Mangan (Mn)	0,2	-
Molybden (Mo)	0,01	-
Nickel (Ni)	0,2	0,2
Selen (Se)	0,02	0,02
Vanadium (V)	0,1	-
Zink (Zn)	2,0	1,0 (jordens pH < 6,5), 5,0 (jordens pH > 6,5)

1) Enligt Rijtema, 1981, 4,0 mg Br/l

2) Enligt Rijtema, 1981, 2,0 mg Fe/l

Bekämpningsmedel

Inom utpräglade jordbruksområden med intensiv växtodling förekommer bekämpningsmedelsrester i ytvattnen. Flertalet sådana medel bryts ned relativt fort, men under senare tid publicerade undersökningar (Öresundskommissionen 1984, Kreuger 1986) visar förekomst av fenoxisyror i skånska slättlandsåar av varier-

rande halter upp till över 15 µg/l i juni månad.

Några riktlinjer för vattenkvalitet med avseende på restsubstanser av bekämpningsmedel i bevattningsvatten finns ej i vårt land och enligt vad förf. känner till ej heller utomlands. Av biologiska tester med växtmateriel i vattenkultur som utförts i vårt land framgår emellertid, att tomater reagerar för fenoxisyrhalter av omkring 10 µg/l och däröver. Lök påverkas vid 5 µg/l och den tvåhjärtbladiga linsen redan vid ca 2 µg/l (Solyom 1986). Det kan kanske därför vara anledning att uppmärksamma problemet vid dyrbara odlingar och odlingar för direkt konsumtion, om man misstänker höga halter i det använda bevattningsvattnet. Risken för höga halter torde vara störst ifråga om vattendrag som flyter genom områden med grova jordar och intensiv växtodling. Under torra förhållanden, då bevattning i första hand är aktuell, är emellertid uttransporten från odlingsmarken liten.

Produktkvalitet

Bevattning liksom den därvid använda vattenkvaliteten påverkar inte endast de skördade produkternas mängd utan också i viss mån deras kvalitet. Hög koncentration av vissa joner i bevattningsvattnet avspeglar sig i markvätskans sammansättning och i växternas upptagning av olika ämnen. Salthaltigt vatten medför sålunda starkt ökad halt av natrium och klorid i grödans torrsubstans. Ofta minskar då samtidigt kalium- och i viss mån kalciumkoncentrationen (Jørgensen 1976, 1982). Belysning av olika joners inverkan på växten och delvis också på produktkvaliteten ges närmare på sid. 37-41.

Suspenderade ämnen

Igensättning av spridare på grund av fysikaliska, kemiska och biologiska föroreningar är ett betydande underhållsproblem vid droppbevattningsanläggningar. I tabell 6 anges preliminära riktlinjer för bedömning av risken för driftsstörningar av sådan anledning.

Tabell 6. Preliminära riktlinjer för bedömning av risken för igensättning i droppbevattningsanläggningar (Bucks & Nakayama 1980).

Ämne	Igensättningsrisk		
	Liten	Medel	Hög
Suspenderade ämnen (SS) mg/l	< 50	500-100	> 100
Lösta ämnen (TDS) mg/l	< 500	500-2000	> 2000
pH	< 7,0	7,0-8,0	> 8,0
Mangan (Mn) mg/l	< 0,1	0,1-1,5	> 1,5
Järn (Fe) mg/l	< 0,1	0,1-1,5	> 1,5
Svavelväte (H ₂ S) mg/l	< 0,5	0,5-2,0	> 2,0

Saltnedtvättning

Det salt som tillföres rotzonen vid saltvattenbevattning tvättas förr eller senare ned till grundvattnet. På lätta jordar kan detta vid riklig nederbörd ske snabbt. Risken för förorening av närliggande vattentäkter är uppenbar. En bevattningsgiva om 30 mm med en salthalt av 0,5 procent innebär att 1500 kg/ha tillföres rotzonen och med viss fördröjning sedan grundvattnet.

Provtagning för vattenanalys

Vid provtagning för bestämning av ledningsförmåga (EC_w) bör man vara medveten om att vattnet kan vara skiktat med ett tyngre salthaltigare vatten på djupare nivå.

Grundvatten: Prov tas lämpligen i början och i slutet av pumpningen. Vattnet kan öka i salthalt vid långvarig pumpning (se även sid. 48).

Ytvatten: Har man anledning att befara hög salthalt tas prov ut dels i närheten av uttagspunkten och dels ned mot botten. På lokaler där saltvatteninströmning kan befaras beroende på vindar och vattenstånd, kan salthalten variera avsevärt, och det kan vara nödvändigt att fortlöpande bevaka salthalten (se även sid. 45). Vid mera omfattande analys av vattnet är halterna av Na, Cl, Ca, Mg, B, HCO₃, NO₃-N i första hand av intresse.

LITTERATURFÖRTECKNING

- Ahl, T. & Jönsson, E. 1972. Boron in Swedish and Norwegian Fresh Waters. Ambio 1, 66-70.
- Ayers, R.S. 1977. Quality of Water for Irrigation. Journal of the Irrigation and Drainage Division, ASCE, Vol. 103, No. IR2, Proc.Paper 13010, 135-154.
- Ayers, R.S. & Westcot, D.W. 1976. Water Quality for Agriculture. Irrigation and Drainage Paper 29, FAO, Rome.
- v.d. Berg, C. 1950. The influence of salt in the soil on the yield of agricultural crops. IV. Int. Congr. Soil Sci. Trans. 1, 411-413.

- Bingham, F.T. 1966. Phosphorus. In: Chapman, H.D., (ed.), Diagnostic Criteria for Plants and Soils, 324-361. University of California, Division of Agricultural Sciences.
- Bouwer, H. & Chaney, R.L. 1974. Land Treatment of Wastewater. *Advances in Agronomy* 26, 133-176.
- Bramm, A. Tietjen, C. 1980. Ökologische Aspekte der Abwasserbehandlung in Braunschweig. *Zeitschrift für Bewässerungswirtschaft* 15, 3-35.
- Bucks, D.A. & Nakayama, F.S. 1980. Injection of fertilizer and other chemicals for drip irrigation. *Agricultural Turf Irrigation Conference Proc.*, Irrigation Association, Houston, TX, 166-180. Cit.: Jensen, M.E., (ed.), 1980, Design and Operation of Farm Irrigation Systems, ASAE Monograph No 3, 705-707. American Society of Agricultural Engineers.
- Dean, R.B. & Lund, E. 1981. Water Reuse: Problems and Solutions. Academic Press Inc. London.
- Ellis, B.G. 1973. The Soil as a Chemical Filter. In: Sopper, W.E. & Kardos, L.T., (eds.), Recycling Treated Municipal Wastewater and Sludge through Forest and Cropland, 46-70. Penn. State Univ. Press, University Park, Pennsylvania.
- EPA. 1977. Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater. EPA 625/1 - 77 - 008, Environmental Research Information Center Technology Transfer. Office of Water Program Operation.
- Falkenmark, M. 1979. Vatten, resurser - användning - problem. Ett försök till hydrologisk helhetssyn. Jordbruksdepartementet. Ds Jo 1979:8.
- Flemming, G.A. 1980. Essential Micronutrients I: Boron and Molybdenum. In: Davies, B.E., (ed.), Applied Soil Trace Elements, 155-197. John Wiley & Sons Ltd.
- Grahn, O. 1980. Aluminiumläckage från sura marker. *IVL-Nytt*, no 3, 9-10.
- Hart, B.T. 1974. A Compilation of Australian Water Quality Criteria. Australian Water Resources Council. Technical Paper No 7. Canberra.
- Hoffman, G.J., Ayers, R.S., Doering, E.J. & Mc Neal, B.L. 1980. Salinity in Irrigated Agriculture. In: Jensen, M.E., (ed.), Design and Operation of Farm Irrigation Systems, ASAE Monograph No 3, 145-185. American Society of Agricultural Engineers.
- Hultman, B. 1976. Reningseffekter för svårnedbrytbara organiska giftämnen i kommunala reningsverk. Nordforsk miljövårdssektariatet publikation 1976:2, Organiska miljögifter i vatten.
- James, D.W., Hanks, R.J. & Jurinak, J.J. 1982. Modern Irrigated Soils. John Wiley & Sons, Inc.
- Jensen, F. 1981a. Udbringning af spildevand fra kartoffelmelsproduktion (frugtvand) til landbrugsafgrøder på sandjord. *Tidsskrift for Planteavl* 85, 47-58.
- Jensen, F. 1981b. Mejerispildevand til landbrugsafgrøder på sandjord. *Tidsskrift for Planteavl* 85, 159-170.
- Johansson, W. & Linnér, H. 1977. Bevattning. Behov-Effekter-Teknik, Borås.
- Johansson, W. 1978. Bevattning med östersjövattnen. Försöksledarmötet. Konsulentavdelningens rapporter. Allmänt 10. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

- Jonsson, E. 1977. Bevattningsmedel. Hygieniska risker för människor och djur. Sveriges lantbruksuniversitet, Avd. för lantbrukets hydroteknik, Uppsala. Rapport 107.
- Jørgensen, V. 1976. Vanding af grønsager med grundvand og saltholdigt vand. Tidsskr. for planteavl 80, 791-809.
- Jørgensen, V. 1982. Virkninger af saltholdigt vandingsvand til kartofler, gulerødder og hvidkål. Tidsskr. for planteavl 86, 577-590.
- Kreuger, J. 1986. Bekämpningsmedel. Utlakning från åkermark. Sveriges lantbruksuniversitet. Konsulentavdelningens rapporter. Allmänt 84.
- Larsen, V.J. 1980. Tunge metaller i spildevand til dyrkningsjord. En begrænsende faktor for anvendelsen af hus- og byspildevand i ager- og skovbrugsproduktionen. Ugeskrift for Jordbrug, nr 37.
- Lunin, J., Gallatin, M.H., Bower, C.A. & Wilcox, L.V. 1960. Use of Brackish Water for Irrigation in Humid Regions, USDA Agriculture Information Bulletin No 213, Washington D.C.
- Lunin, J. & Gallatin, M.H. 1960. Brackish Water for Irrigation in Humid Regions, USDA, Agricultural Research Service, ARS 41-29.
- Maas, E.V. & Hoffman, G.J. 1977. Crop Salt Tolerance - Current Assessment. Journal of the Irrigation and Drainage Division, ASCE, Vol. 103, No. IR2, Proc. Paper 12993, 115-134.
- Miljøstyrelsen. 1977. Udledning af husspildevand på jord. Litteraturstudium. Miljø-projekter 6. København.
- Miljøstyrelsen. 1979. Jord som recipient for spildevand. Statusrapport vedrørende anvendelse af jord som recipient for spildevand. København.
- Miyamoto, S. 1980. Effects of Bicarbonate on Sodium Hazard of Irrigation Water: Alternative Formulation. Soil Science Society of America Journal 44, 1079-1084.
- MK-laboratoriet. 1982. Statens naturvårdsverk, Uppsala.
- Monitor 1980. En presentation av PMK-Programmet för övervakning av miljökvalitet. Statens naturvårdsverk, Solna.
- Monitor 1981. Försurning av mark och vatten. Statens naturvårdsverk, Solna.
- Monitor 1982. Tungmetaller och organiska miljögifter i svensk natur. Statens naturvårdsverk, Solna.
- Nesbitt, J.B. 1973. Phosphorus in Wastewater Treatment. In: Griffith, E.J., Beeton, A., Spencer, J.M. & Mitchell, D.T., (eds.), Environmental Phosphorus Handbook, 649-668.
- Nilsson, K. 1970. Något om grundvattenförhållandena i Skånes sedimentbergarter. In: Eriksson, E., Gustafsson, Y. & Nilsson, K., (eds.), Grundvatten, 55-71. Norstedt & Söners förlag, Stockholm.
- Nitsch, U. 1967. Kan man bevattna med östersjövattnen? Grundförbättring 20, 133-148.
- Nääs, O. 1956-57. Undersökningar rörande möjligheterna att utnyttja Östersjöns vatten för bevattning av betes- och slåtterväxter. Grundförbättring 9, 111-132, 206-226; 10, 46-84, 124-150.
- Overcash, M.R. & Pal, D. 1979. Design of Land Treatment Systems for Industrial Wastes - Theory and Practice. Ann Arbor Science Publishers, Inc.
- Pettersson, O. 1979. Tungmetaller i mark och växter. En litteraturöversikt. 2:a uppl. Institutionen för kemi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala,

- Pousette, J., Müllern, C.-F., Engqvist, P. & Knutsson, G. 1981. Beskrivning och bilagor till hydrogeologiska kartan över Kalmar län. Sveriges Geologiska Undersökning, Serie Ah, Nr 1. Uppsala.
- Reeder, S.W. 1979. Guidelines for Surface Water Quality. Vol. 1 Inorganic Chemical Substances. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa, Canada.
- Rennerfelt, J. & Ulmgren, L. 1975. Vattenreningsteknik. Ingenjörskolaget. Stockholm.
- Rijtema, P.E. 1981. Quality Standards for Irrigation Waters. Acta Horticulturae 119, 25-35.
- Robertson, A. 1979. Markbehandling av avloppsvatten. En litteraturöversikt över reduktionsmekanismer och miljöpåverkan. Institutionen för teknisk vattenresurslära, Lunds tekniska högskola, Rapport nr 3026. Lund.
- Shainberg, I. & Oster, J.D. 1978. Quality of Irrigation Water. IIIC Publication No 2. International Irrigation Information Center, Bet Dagan, Israel.
- SNV. 1979. Avloppsrening - tätorternas avloppsförhållande den 1 januari 1979. Statens naturvårdsverk, meddelande 4/1979. Solna.
- SNV. 1980. Infiltration av hushållsavloppsvatten. Statens naturvårdsverk, meddelande 4/1980. Solna.
- SNV. 1982. Krom i miljön. En kunskapsöversikt. Statens naturvårdsverk, PM 1570. Solna.
- Socialstyrelsen. 1979. Information om mindre vattentäkter. SoS/SN1, projekt 1979:5. Stockholm.
- Socialstyrelsen. 1981. Kväveföreningar i grundvattnet. Förekomst, effekter, åtgärder. Socialstyrelsen redovisar 1981:9. Stockholm.
- Socialstyrelsen. 1982. Bevattning med avloppsvatten. En litteraturstudie över tänkbara hälsorisker. Socialstyrelsen redovisar 1982:6. Stockholm.
- Solyom, P. 1986. Synpunkter på kvalitetskrav på vatten till bevattning. Sveriges lantbruksuniversitet. Konsulentavdelningens rapporter, Allmänt 84.
- Water Quality Criteria. 1972. EPA-R3-73-033. US National Academy of Sciences and US National Academy of Engineering. Washington, D.C.
- Wenblad, A. & Johansson, A. 1980. Aluminium i försurade västsvenska sjöar. Vatten 36, 154-157.
- Wiklander, L. 1965. Marklösningens sammansättning och ekologiska betydelse. Grundförbättring 18, 71-88.
- Wiklander, L. 1976. Marklära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Öresundskommissionen. 1984. Öresund. Tillstånd, belastning och nivåer av toxiska ämnen. Naturvårdsverket. Rapport 3009.

Denna serie rapporter utges av Avdelningen för lantbrukets hydroteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. Serien innehåller forsknings- och försöksredogörelser samt andra uppsatser som bedöms vara lämpade för mer allmän spridning. Uppsatser av huvudsakligen internt intresse publiceras i serien Avdelningsmeddelande. Tidigare nummer i rapportserien kan i mån av tillgång levereras från avdelningen.

This series of Reports is produced by the Division of Agricultural Hydrotechnics, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. The series consists of reports on research and field trials and of articles or papers considered to be of general interest. Articles of mainly internal interest are published in a series of Divisional Communications (Avdelningsmeddelande). Earlier issues in the Report series can be obtained from the Division of Agricultural Hydrotechnics (subject to availability).

DISTRIBUTION:

Sveriges Lantbruksuniversitet
Avdelningen för lantbrukets hydroteknik
750 07 UPPSALA, Sverige

Tel. 018-171165, 171181
